



BILANS ET IMPACTS DE LA MISE EN DEPOT DE SEDIMENTS FLUVIAUX URBAINS DANS LE BASSIN DE LA SEINE

Sonia Carpentier

► To cite this version:

Sonia Carpentier. BILANS ET IMPACTS DE LA MISE EN DEPOT DE SEDIMENTS FLUVIAUX URBAINS DANS LE BASSIN DE LA SEINE. Environnement et Société. Université Paris XII Val de Marne, 2002. Français. NNT: . tel-00861382

HAL Id: tel-00861382

<https://theses.hal.science/tel-00861382>

Submitted on 12 Sep 2013

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

UNIVERSITE PARIS XII - VAL DE MARNE

THESE

présentée pour obtenir le grade de

DOCTEUR de l'Université Paris XII Val de Marne

Spécialité : Sciences et Techniques de l'Environnement

par

Sonia CARPENTIER

**BILANS ET IMPACTS DE LA MISE EN DEPOT DE SEDIMENTS FLUVIAUX URBAINS
DANS LE BASSIN DE LA SEINE**

Soutenue le 5 juin 2002

Composition du jury :

M Daniel THEVENOT	<i>Directeur de thèse</i>	Université Paris XII Val de Marne
M Régis MOILLERON	<i>Directeur de thèse</i>	Université Paris XII Val de Marne
M Michel MEYBECK	<i>Rapporteur</i>	Université Paris VI
M Daniel COSSA	<i>Rapporteur</i>	IFREMER Nantes
M Daniel HERVE	<i>Examinateur</i>	Services de Navigation de la Seine
M Hypolite LABOYRIE	<i>Examinateur</i>	Ministère des transports, Travaux Publics et Gestion de l'Eau (Pays Bas)

RESUME

La pratique du dragage d'entretien déplace chaque année dans le bassin de la Seine des volumes moyens de 150 000 m³. Ces sédiments accumulent des polluants et c'est pourquoi leur devenir soulève des questions environnementales que nous avons souhaité éclaircir au cours de ce travail. Un bilan des réglementations internationales concernant la gestion de ces matériaux de dragage (MD) nous a permis de noter que cette question au niveau Européen et surtout Français restait posée. Nous avons ensuite décrit les différentes étapes subies par le sédiment depuis l'opération de dragage jusqu'à sa destination finale. Nous avons, grâce à des échantillonnages de sédiments dans le bassin de la Seine, déterminé la qualité des sédiments avant dragage. L'étude de distributions géographiques (SIG) a montré que les fortes concentrations en micropolluants étaient majoritairement retrouvées à l'aval direct des sources de pollution. Après une description des sites d'échantillonnage et des méthodes d'analyse utilisées, nous avons présenté les résultats concernant le suivi de la mise en dépôt de matériaux de dragage provenant du bassin de la Seine dans l'étang du Rouillard. Ce site de dépôt en eau est situé au sein d'une base de loisirs (Verneuil-sur-Seine, 78). Il a reçu de juin 1999 à septembre 2001 200 000 m³ de MD provenant de la Seine à l'aval de Vitry (94) jusqu'à Vernon (27) et de l'Oise à l'aval de Compiègne (60). Le mode de mise en dépôt utilisé remet en suspension les MD avec de l'eau de Seine pour faciliter leur pompage et remblaiement dans l'étang. Cependant, cette remise en suspension modifie les conditions physico-chimiques au sein des MD et est susceptible d'entraîner des relargages de polluants présents dans les sédiments dragués. Nous avons donc suivi l'évolution temporelle de différents paramètres (paramètres *in situ*, matière organique, nutriments et micropolluants) dans les eaux superficielles de l'étang remblayé, dans les sédiments et leurs eaux interstitielles, ainsi que dans les eaux de la nappe phréatique en contact avec le dépôt. Le suivi de la qualité des eaux superficielles de l'étang a permis de montrer que l'impact majeur de la pratique est l'apport de nutriments et, en particulier, l'apport d'ammonium, et de carbone organique. Ces apports entraînent une eutrophisation de l'étang confirmée par les mesures de chlorophylle a. Il est également apparu clairement que les micropolluants présents dans les MD introduits dans l'étang n'ont pas été relargués vers les eaux superficielles pendant la période étudiée. Cependant, les effets à plus long terme restent à étudier. Les dépôts de l'étang ont joué un rôle important dans la mobilisation ou non des polluants qu'ils contiennent. En effet, ils sont le siège de la diagenèse qui englobe des procédés biologiques et/ou physico-chimiques qui tendent à minéraliser le dépôt. Nous avons mis en évidence l'activité ammonifiante et dénitrifiante du dépôt. Nous avons également constaté la dégradation de la matière organique de ce dépôt entraînant le relargage de carbone organique et de phosphore. Le dépôt a également joué le rôle de puits de micropolluants : à court terme, nous avons effectivement constaté une accumulation de ces polluants à la surface du dépôt. Grâce à l'observation de la qualité des eaux de la nappe située à proximité de l'étang du Rouillard au moyen des piézomètres, nous avons pu noter que la qualité de cette nappe était très peu modifiée. Des calculs de flux de polluants au cours des trois années de mise en dépôt ont permis, d'une part de vérifier nos hypothèses concernant les déplacements d'eau : les infiltrations ont lieu majoritairement depuis la nappe ou la Seine vers l'étang. D'autre part, nous avons pu confirmer les tendances déduites des observations de l'évolution des concentrations en polluants mesurées. Dans une perspective de gestion durable, ce travail a permis de proposer des alternatives de gestion des MD dans le bassin de la Seine et enfin, propose des travaux ultérieurs destinés à approfondir la connaissance des mécanismes observés sur le terrain par des recherches en réacteurs et/ou en site pilote expérimental.

Mots Clés : Sédiments, Seine, Dragage, Site de dépôt, Nutriments, Micropolluants organiques, Métaux lourds.

ABSTRACT

In the river Seine basin, dredging removes, on average, 150 000 m³ each year. Sediments frequently accumulate pollutants, consequently, the management of dredged materials (DM) is of great environmental concern. The aim of this work was to improve our knowledge on this particular field. We first established a summary of international regulations concerning DM management. We noticed that the situation in Europe and especially in France is far from being clear. Besides, we described the different steps of the sediments management from the dredging operation to the final destination of the DM. In order to determine the quality of sediments before dredging, sediments were sampled in the Seine river before dredging, and analysed. Geographic distribution showed that the peaks of micropollutant concentrations were mostly found at the direct vicinity of the pollution source. We describe the different sampling sites and analytical methods used to follow the evolution of the Rouillard underwater disposal site (Verneuil-sur-Seine, 78, France). From June 1999 to September 2001, this site received 200 000 m³ of the DM from the river Seine basin. The DM was dumped hydraulically into the disposal site, i.e. the DM was re-suspended with Seine water to enable pumping. This dumping technique modifies the physico-chemical properties of the DM which can lead to the mobilisation of pollutants initially present in the sediment. Therefore, we monitored the quality (*in situ* parameters, organic matter, micropollutants) of superficial water and sediment in the disposal site, as well as the quality of the underground water situated below the studied pond. The monitoring of superficial waters reveals that the major impact of the specific dumping technique used in the river Seine basin is the nutrient release, and more specifically ammonium and to a lesser extent organic carbon release. This nutrient input leads to eutrophication that was confirmed by Chlorophyll *a* monitoring. In addition, we did not observe any organic or metallic micropollutant release in the superficial water during this 3 years study. Nevertheless, long term studies and monitoring still need to be carried out. Sediments settled in the pond played an important role in the mobilisation of pollutants. In fact, diagenesis processes take place within the sediment and we clearly noticed the occurrence of ammonification and denitrification processes. We also observed organic matter decay leading to the release of organic carbon and phosphorus. The pond sediment also played the role of a micropollutant well since we observed the accumulation of these pollutants at the surface of the dumped sediment. The monitoring of underground waters did not reveal any modification of their quality. We assessed pollutant fluxes passing through the pond: the water balance confirms our hypothesis about major water movements, i.e water seeped from the outside of the pond (underground water or Seine water) into the pond. In addition, flux calculations confirmed the trends we already deduced from the pollutant concentrations. Taking into account sustainable management of DM, this work leads to proposals regarding DM treatment before disposal in the river Seine basin. We also propose further studies in order to improve our knowledge on processes already observed during the field studies, by performing batch and pilot scale experiments.

Keywords: Sediment, Seine river, Dredging, Disposal site, Nutrients, Organic micropollutants, Heavy metals

SOMMAIRE

INTRODUCTION	11
I. DRAGAGES FLUVIAUX : RÉGLEMENTATION, QUALITÉ, GESTION	15
I.1. LE DRAGAGE FLUVIAL	15
I.1.1. Généralités	15
I.1.2. Réglementation	15
I.1.3. Techniques de dragage	27
I.1.4. Impact du dragage	29
I.2. QUALITÉ DES MATÉRIAUX DE DRAGAGE	31
I.3. DEVENIR DES MATÉRIAUX DE DRAGAGE	34
I.3.1. Différents types de dépôt de matériaux de dragage	36
I.4. ETAT DE L'ART EN FRANCE	44
I.5. BIBLIOGRAPHIE	46
II. QUALITÉ DES MATERIAUX DE DRAGAGE DANS LE BASSIN DE LA SEINE	53
II.1. DRAGAGE DANS LE BASSIN DE LA SEINE	53
II.1.1. Les acteurs du dragage	53
II.1.2. Les volumes dragués	53
II.2. CARACTÉRISATION DES MD DANS LE BASSIN DE LA SEINE	55
II.2.1. Qualité physico-chimique des sédiments et leurs eaux interstitielles avant dragage	57
II.2.2. Micropolluants dans les sédiments, lixiviats et eaux interstitielles des sédiments avant dragage	70
II.3. CONCLUSIONS SUR LA QUALITÉ DES MD DU BASSIN DE LA SEINE AVANT DRAGAGE	89
III. MATÉRIELS ET MÉTHODES	90
III.1. PRÉSENTATION DU SITE DE TRIEL SUR SEINE	90
III.2. PRÉSENTATION DU SITE DU ROUILLARD	91
III.2.1. Localisation	91
III.2.2. Intérêt écologique	93
III.2.3. Projet lié à l'utilisation de l'étang comme site de dépôt	93
III.3. PROCÉDURE DE MISE EN DÉPÔT	94
III.4. EQUIPEMENT DU SITE DU ROUILLARD	95
III.5. LES POINTS DE PRÉLÈVEMENT ET FRÉQUENCES D'ÉCHANTILLONNAGE	97
III.5.1. Le matériel de terrain	97
III.5.2. Les prélèvements	98
III.5.3. Campagnes d'échantillonnage ponctuelles	99
III.6. PROTOCOLES EXPÉRIMENTAUX	101
III.6.1. Paramètres mesurés in situ	101
III.6.2. Physico-chimie	101
III.6.3. Analyses des hydrocarbures aliphatiques et aromatiques	102
III.6.4. Analyse des ions	116
III.6.5. Analyse du Carbone Organique Dissous	117
III.6.6. Mesures de Chlorophylle a	117
III.6.7. Limites de détection des paramètres mesurés sur les échantillons d'eau et de sédiment	118
III.7. BIBLIOGRAPHIE	119
IV. EVOLUTION DE L'ÉTANG DU ROUILLARD PENDANT LA MISE EN DÉPÔT DES MATÉRIAUX DE DRAGAGE DU BASSIN DE LA SEINE	121
IV.1. QUALITÉ DES EAUX SUPERFICIELLES	121
IV.1.1. Principales évolutions observées sur les eaux superficielles	122
IV.1.2. Ensemble des paramètres suivis dans les eaux superficielles	129
IV.1.3. Suivi de la qualité des eaux superficielles durant 24h	144
IV.1.4. Qualité biologique des eaux superficielles	146
IV.1.5. Nature des MES dans les eaux superficielles	150
IV.1.6. Conclusions sur la qualité des eaux superficielles	154
IV.2. QUALITÉ DES DÉPÔTS	155
IV.2.1. Qualité des eaux interstitielles du dépôt	155
IV.2.2. Principales évolutions observées dans les dépôts	158
IV.2.3. Ensemble des paramètres suivis dans les matériaux déposés dans l'étang du Rouillard	167

IV.2.4. Conclusions sur les dépôts de l'étang du Rouillard	171
IV.3. IMPACT SUR LA QUALITÉ DES EAUX DE NAPPE.....	171
IV.3.1. Mouvements de la nappe.....	171
IV.3.2. Qualité des eaux de nappes.....	176
IV.3.3. Conclusions sur la qualité des eaux de nappe.....	180
IV.4. SYNTHÈSE DE L'ÉVOLUTION DE LA QUALITÉ DE L'ÉTANG DU ROUILLARD	181
BIBLIOGRAPHIE.....	181
V. BILAN DE LA MISE EN DÉPÔT DES MATÉRIAUX DE DRAGAGE DANS L'ÉTANG DU ROUILLARD	185
V.1. MÉTHODOLOGIE.....	185
V.1.1. Bilan entrée-sortie.....	185
V.1.2. Définition des différents termes du bilan.....	186
V.2. APPORTS EN MATÉRIAUX DE DRAGAGE ET BILAN HYDRIQUE	188
V.2.1. Matériaux de dragage.....	188
V.2.2. Bilan hydrique	191
V.2.3. Incertitudes sur les termes du bilan.....	193
V.2.4. Tableau récapitulatif.....	196
V.3. BILAN EN POLLUANTS, MO ET NUTRIMENTS.....	197
V.3.1. Apport dû aux MD introduits.....	197
V.3.2. Apport dû aux eaux interstitielles des MD.....	198
V.3.3. Apport dû à l'eau de Seine utilisée pour la dilution des MD.....	199
V.3.4. Eau de l'étang.....	199
V.3.5. MES dans l'étang.....	200
V.3.6. Eau rejetée en Seine.....	200
V.3.7. MES rejetées en Seine	201
V.3.8. Dépôt.....	201
V.3.9. Eaux interstitielles du dépôt.....	202
V.3.10. Eaux d'infiltration	202
V.3.11. Etat initial avant apport de MD.....	203
V.4. BILAN DE 3 ANS DE MISE EN DÉPÔT DE MD DANS L'ÉTANG DU ROUILLARD	203
V.4.1. Carbone organique.....	203
V.4.2. Phosphore.....	204
V.4.3. Nitrates, nitrites.....	204
V.4.4. Azote organique et ammonium.....	204
V.4.5. Micropolluants organiques et métalliques	205
V.4.6. Conclusions.....	206
VI. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES	207
VII. ANNEXES	211

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Dragage mécanique à benne preneuse (http://www.ifremer.fr/envlit/documentation/dossiers/dragages).	27
Figure 2 : Dragage mécanique à godets (http://www.ifremer.fr/envlit/documentation/dossiers/dragages).	28
Figure 3 : Dragage aspiratrice stationnaire avec conduite de refoulement (http://www.ifremer.fr/envlit/documentation/dossiers/dragages).	28
Figure 4 : Représentation schématique d'un dépôt en mer avec <i>"in situ capping"</i> (Lau et Rootham, 1993).	35
Figure 5 : Voies de mobilisation des contaminants au sein d'un site de dépôt non confiné (Tanal, 2001).	36
Figure 6 : Vue aérienne du site de stockage confiné de Ijsseloog en Hollande (Laboyrie, 2001).	37
Figure 7 : Représentation schématique d'un site de stockage confiné ou CDF (Norman <i>et al.</i> , 1997)	38
Figure 8 : Schéma des processus de dégradation anaérobie (d'après Stegman et Krause, 1988).	42
Figure 9 : Cycle de l'azote à l'interface eau stagnante-sédiment	42
Figure 10 : Cycle du phosphore (Champiat et Larpent, 1988)	43
Figure 11 : Les différents arrondissements du Service de Navigation de la Seine sur le bassin de la Seine.	53
Figure 12 : Volumes de MD dragués par VNF et le PAP entre 1989 et 2000.	54
Figure 13 : Relevé bathymétrique effectué par la subdivision de Sondages du SNS avant dragage (ici l'exemple de la Seine à Tosny, 27).	55
Figure 14 : Part des MD introduits dans l'étang du Rouillard par rapport à l'ensemble des matériaux dragués sur le bassin de la Seine.	89
Figure 15 : Zones (surlignées) draguées dont les matériaux sont déposés dans le site du Rouillard à Verneuil.	90
Figure 16 : Représentation schématique du site de Triel sur Seine.	91
Figure 17 : Carte routière (25 km) des environs de l'étang du Rouillard (les Mureaux, Verneuil sur Seine).	92
Figure 18 : Représentation schématique de l'étang du Rouillard dans sa totalité avant construction de la digue séparant les parties est et ouest de l'étang.	92
Figure 19 : Procédure de mise en dépôt de matériaux de dragage dans l'étang du Rouillard à Verneuil sur Seine : (a) barge contenant les matériaux de dragage sur la Seine ; (b) bateau refouleur ; (c) remise en suspension des matériaux avec l'eau de Seine pompée sous le bateau refouleur ; (d) conduite qui amène les matériaux dans l'étang après pompage.	94
Figure 20 : Surverse, conduite enterrée, rejet en Seine.	95
Figure 21 : Représentation schématique de l'étang du Rouillard et des sites de collecte d'échantillons.	95
Figure 22 : Nature du terrain autour des piézomètres externes implantés autour de l'étang du Rouillard.	96
Figure 23 : Représentation schématique des massifs filtrants permettant de collecter l'eau interstitielle des matériaux de dragage en place dans l'étang du Rouillard (d'après EMCC).	96
Figure 24 : Pelle (a) et benne à sédiment (b) utilisées pour les prélèvements dans l'étang du Rouillard en fonction de la nature des matériaux.	98
Figure 25 : Schéma du préleveur d'échantillons d'eau superficielle.	98
Figure 26 : a) Préleveur automatique ISCO placé au niveau du rejet en Seine, b) présentation des flacons destinés à recueillir les échantillons chaque heure, débitmètre installé au niveau du canal de rejet en Seine, d) niveau placé dans l'étang du Rouillard pour mesurer les variations de hauteur d'eau.	99
Figure 27 : Mise en place au milieu de l'étang du piège à MES le 29/09/2000 à partir d'un bachot.	100
Figure 28 : Evolution des concentrations en oxygène dissous dans l'étang du Rouillard (milieu), au niveau du rejet en Seine (rejet) et dans l'eau de Seine (Seine), et évolution de la température de l'eau du milieu de l'étang.	131
Figure 29 : Taux de saturation (%) pour les eaux superficielles du milieu de l'étang du Rouillard (milieu), au niveau du rejet en Seine (rejet) et dans l'eau de Seine (Seine), et évolution de la température de l'eau du milieu de l'étang.	132
Figure 30 : Evolution des concentrations en oxygène dissous et température de l'eau au milieu de l'étang du Rouillard du 13 au 18 septembre 2001.	132
Figure 31 : Evolution temporelle du carbone organique dissous dans les eaux superficielles de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et de l'eau de Seine (Seine).	133
Figure 32 : Evolution de la DBO ₅ pour les eaux superficielles du milieu de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et dans l'eau de Seine (Seine) et valeurs limites de qualité des eaux superficielles indiquées par le SEQ-eau (matières organiques et oxydables).	134
Figure 33 : Evolution de la DCO pour les eaux superficielles du milieu de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et dans l'eau de Seine (Seine) et valeurs limites de qualité des eaux superficielles indiquées par le SEQ-eau (section "matières organiques et oxydables").	135
Figure 34 : Evolution du phosphore total pour les eaux superficielles du milieu de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et dans l'eau de Seine (Seine) et valeurs limites de qualité des eaux superficielles indiquées par le SEQ-eau (section "matières phosphorées").	136

Figure 35 : Evolution de l'ammonium pour les eaux superficielles du milieu de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et dans l'eau de Seine (Seine) et valeurs limites de qualité des eaux superficielles indiquées par le SEQ-eau (section "matières azotées").	138
Figure 36 : Evolution des nitrites pour les eaux superficielles du milieu de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et dans l'eau de Seine (Seine) et valeurs limites de qualité des eaux superficielles indiquées par le SEQ-eau (section "matières azotées").	139
Figure 37 : Evolution de l'azote Kjeldahl pour les eaux superficielles du milieu de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et dans l'eau de Seine (Seine) et valeurs limites de qualité des eaux superficielles indiquées par le SEQ-eau (section "matières azotées").	140
Figure 38 : a) Evolution des concentrations en NTK et NH_4^+ (mgN/L) dans les eaux superficielles de l'étang (Milieu) du rejet en Seine (Rejet) et dans l'eau de Seine (Seine), b) évaluation de l'azote organique par calcul de $\text{NTK} - \text{N-NH}_4^+$	141
Figure 39 : Concentrations en hydrocarbures totaux (méthode "indice CH_2 ") dans les eaux superficielles de l'étang (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et dans l'eau de Seine (Seine), et valeurs limites A1, A2 et A3 du décret 91-257 sur la qualité des eaux de surface destinées à la production d'eau de consommation humaine.	141
Figure 40 : Concentrations en AOX dans les eaux superficielles de l'étang (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et dans l'eau de Seine (Seine) et valeurs limites "code couleur" de l'Agence de l'Eau Seine Normandie.	142
Figure 41 : Concentrations en métaux lourds ($\mu\text{g/L}$) dans les eaux superficielles prélevées au milieu de l'étang.	143
Figure 42 : Variation des débits de rejet en Seine et de hauteur d'eau de l'étang durant 24h les 30 et 31 août 2000.	145
Figure 43 : Variation des débits de rejet en Seine et des concentrations NH_4^+ , MES et COD dans les eaux de rejet en Seine durant 24h les 30 et 31 août 2000.	146
Figure 44 : Représentation schématique des deux parties de l'étang du Rouillard, avec MD la partie de l'étang remplie de matériaux de dragage et Ref la partie de l'étang non remplie.	147
Figure 45 : Evolution des concentrations en Chlorophylle a au cours du temps dans les parties non soumise (Ref) et soumise (MD) aux apports de MD de l'étang du Rouillard.	147
Figure 46 : Concentrations en NO_3^- , NO_2^- et NH_4^+ en mgN/L dans les eaux superficielles de l'étang du Rouillard.	148
Figure 47 : Evolution de la turbidité (NTU) au cours du temps dans les parties non soumise (Ref) et soumise (MD) aux apports de MD de l'étang du Rouillard. L'indication "ouverture de vanne" correspond à un événement ponctuel lors duquel la vanne de communication entre les parties "Ref" et "MD" de l'étang a été ouverte.	149
Figure 48 : Photographie des algues observées à la surface de la partie de l'étang soumise aux apports de matériaux de dragage (MD) (mars 2000).	150
Figure 49 : Evolution temporelle des MES pour les eaux superficielles de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet), et de l'eau de Seine (Seine) et valeurs limites de qualité des eaux superficielles indiquées par le SEQ-eau (section "particules en suspension").	151
Figure 50 : Construction de la plage sur la partie ouest de l'étang du Rouillard en août 2000.	151
Figure 51 : Evolution temporelle des MVS pour les eaux superficielles de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet), et de l'eau de Seine (Seine).	152
Figure 52 : Distribution des hydrocarbures aliphatiques dans les échantillons de MES collectés grâce au piège à MES du 14 au 21/04/2000 et du 22 au 29/9/2000.	154
Figure 53 : NTK, NH_4^+ (en mgN/L) et différence entre ces paramètres (N org) dans les eaux prélevées dans le massif filtrant n°5.	155
Figure 54 : Evolution temporelle de DCO, DBO_5 , et DCO/DBO_5 dans les eaux du massif filtrant n°5.	156
Figure 55 : Evolution temporelle des concentrations en métaux en $\mu\text{g/L}$ dans les échantillons d'eaux interstitielles du dépôt prélevés dans le massif filtrant n°5.	158
Figure 56 : Distribution granulométrique des dépôts de l'étang du Rouillard.	167
Figure 57 : Evolution de la perte au feu des dépôts de l'étang.	168
Figure 58 : Evolution temporelle des teneurs en métaux (Cd, As, Hg, Ni, Cr, Cu, Pb, Zn, Mn, Fe, Al) dans les dépôts de l'étang du Rouillard.	170
Figure 59 : Représentation schématique de l'étang du Rouillard rappelant l'emplacement des 3 piézomètres (Δ) implantés autour de l'étang.	172
Figure 60 : Evolution temporelle des cotes piézométriques (niveau NGF 69 en mètres) autour de l'étang du Rouillard (piézomètres 1, 2 et 3).	172
Figure 61 : Représentation schématique des paramètres utilisés dans la loi de Darcy.	173
Figure 62 : Application de la loi de Darcy à l'écoulement entre l'étang et l'eau de Seine dans le cas où l'étang se situe au dessus de la Seine.	173

Figure 63 : Volumes d'infiltration entre la Seine et l'étang à partir de la Loi de Darcy. Par convention, les débits positifs correspondent à une infiltration latérale de l'étang vers la Seine.	174
Figure 64 : Niveaux piézométriques, niveaux de l'étang et de la Seine NGF 69.	174
Figure 65 : Photographies de l'étang du Rouillard lors de la crue de janvier 2001 ; MD correspond à la partie remblayée de l'étang du Rouillard, Ref correspond à la partie non remblayée de l'étang.	175
Figure 66 : Evolution de la conductivité dans les piézomètres 1, 2, et 3 placés à l'extérieur de l'étang.	176
Figure 67 : Evolution temporelle des concentrations en carbone organique dissous dans les eaux de nappe collectées grâce aux piézomètres 1, 2, et 3 et médianes obtenues pour les concentrations en COD des eaux du milieu de l'étang, de l'eau.	177
Figure 68 : Evolution temporelle des concentrations en ammonium dans les piézomètres extérieurs de l'étang du Rouillard.	178
Figure 69 : Evolution temporelle des concentrations en phosphore total dans les piézomètres extérieurs de l'étang du Rouillard.	178
Figure 70 : MES dans les échantillons d'eau de nappe prélevés dans les piézomètres 1, 2, et 3.	179
Figure 71 : Concentrations en As total dans les eaux de nappe prélevées dans les piézomètres 1, 2, et 3.	180
Figure 72 : Bilan des entrées et sorties à l'échelle du dépôt avant et après remplissage.	185
Figure 73 : Comparaison des températures de surface réelles (mesuré) et estimées par le modèle thermique appliqué à l'étang du Rouillard (calculé) en 2000.	188
Figure 74 : Volumes dragués en 1999 puis introduits dans l'étang du Rouillard ; les parties foncées correspondent à des sédiments appartenant à la catégorie VNF1 et les parties plus claires correspondent à la catégorie VNF2.	189
Figure 75 : Volumes dragués en 2000 puis introduits dans l'étang du Rouillard ; les parties foncées correspondent à des sédiments appartenant à la catégorie VNF1 et les parties plus claires correspondent à la catégorie VNF2.	189
Figure 76 : Volumes dragués en 2001 puis introduits dans l'étang du Rouillard ; les parties foncées correspondent à des sédiments appartenant à la catégorie VNF1 et les parties plus claires correspondent à la catégorie VNF2.	190
Figure 77 : Bilan massique (en t) à l'échelle l'étang du Rouillard pendant les 3 années de dépôt.	190
Figure 78 : Débit journalier d'eau de Seine entrant dans l'étang du Rouillard lors de la mise en dépôt (Entrée Seine), débit du mélange eau de Seine-MD entrant dans l'étang (Entrée Seine + MD), débit d'eau rejetée en Seine (Rejet), et niveaux de l'étang (Niv. Etang) et de la Seine (Niv. Seine).	191
Figure 79 : Bilan hydrique (en m ³) à l'échelle du Rouillard pendant les 3 années de dépôt.	193
Figure 80 : Bilan en carbone organique dissous et particulaire obtenu pour l'étang du Rouillard en 3 ans de mise en dépôt de MD (valeurs médianes).	203
Figure 81 : Bilan en Azote organique et ammonium (NTK et NH ₄ ⁺) obtenu pour l'étang du Rouillard en trois ans de mise en dépôt de MD (valeurs médianes).	205
Figure 82: Bilan en HAP et Zn dans les différents compartiments de l'étang du Rouillard en trois ans de mise en dépôt de MD (valeurs médianes).	206

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Valeurs guide pour des sédiments aux Etats Unis, en ⁽¹⁾ mg/kg ou ⁽²⁾ µg/kg (<i>Sediment Quality Guidelines developped for the National Status and Trends Program</i>).....	16
Tableau 2 : Valeurs guide pour des sédiments continentaux pour le Canada, en ⁽¹⁾ mg/kg ou ⁽²⁾ µg/kg (Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of of Aquatic Life, Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999, updated 2001).....	17
Tableau 3 : Valeurs guide pour des sédiments marins à Hong-Kong, en ⁽¹⁾ mg/kg ou ⁽²⁾ µg/kg (Lau et Rootham, 1993).....	18
Tableau 4: Valeurs guide pour des sédiments aux Pays Bas, en mg/kg (<i>Circular on target values and intervention values for soil remediation, Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, Rijnstraat 8, 2515 XP The Hague, international postcode 625</i>).....	19
Tableau 5 : Valeurs guide pour des sédiments en Allemagne, en ⁽¹⁾ mg/kg ou ⁽²⁾ µg/kg (Groupe de travail pour la réhabilitation de l'Elbe).....	19
Tableau 6 : Valeurs guide pour des sédiments en région Wallonne, en mg/kg (30/11/1995- Arrêté du gouvernement Wallon relatif à la gestion des matières enlevées du lit et des berges des cours et plans d'eau du fait de travaux de dragage ou de curage- M. B. 13.01.1996).....	20
Tableau 7 : Valeurs guide des sédiments pour la lagune de Venise, en mg/kg (Johnson et Wilde, 2001).....	21
Tableau 8 : Niveaux 1 et 2 (en mg/kg) à prendre en compte lors de l'analyse de sédiments marins ou estuariens présents en milieu naturel ou portuaire selon l'arrêté du 14 juin 2000.....	22
Tableau 9 : Teneurs limites en éléments traces dans les boues et les sols destinés à recevoir les boues, en mg/kg.ms (arrêté du 8 janvier 1998).....	23
Tableau 10 : Critères établis par les Voies Navigables de France et différentes limites (en mg/kg) déterminant la qualité des matériaux de dragage ou sédiments (Briche <i>et al.</i> , 1998).....	24
Tableau 11 : Valeurs des seuils de qualité (<i>Probable Effect Concentration</i>) pour les polluants ubiquitaires, en ⁽¹⁾ mg/kg ou ⁽²⁾ µg/kg.....	25
Tableau 12 : Médianes, minima et maxima des différents seuils utilisés dans les différents pays présentés précédemment en ⁽¹⁾ mg/kg ou ⁽²⁾ µg/kg.....	26
Tableau 13 : Teneurs en polluants (mg/kg) des sédiments dragués selon divers auteurs	32
Tableau 14 : Liste des études de la thématique "Sédiments" menées au sein du Comité National Technique sur la Gestion des Sédiments pollués et du Pôle de Compétences des Sites et Sols Pollués.....	45
Tableau 15 : Paramètres physico-chimiques mesurés sur les échantillons d'eau et de sédiments.....	102
Tableau 16 : Limites de détection pour les paramètres mesurés sur les échantillons d'eau et de sédiment.....	118
Tableau 17 : Teneurs en métaux lourds des MES collectées au moyen du piège à MES au milieu de l'étang du Rouillard du 22/09/2000 au 29/09/2000, et limites d'alerte (A) et d'intervention (I) de la circulaire hollandaise du 4/2/2000 (voir Tableau 4).....	153
Tableau 18: Concentrations en hydrocarbures totaux (indice CH ₂) en µg/L dans les échantillons d'eaux interstitielles du dépôt prélevés dans le massif filtrant n°5.....	157
Tableau 19 : Concentrations en HAP en µg/L dans les échantillons d'eaux interstitielles du dépôt prélevés dans le massif filtrant n°5.....	157
Tableau 20 : pH mesuré sur les échantillons prélevés dans le massif filtrant n°5.....	158
Tableau 21 : Pourcentages de MVS mesurés sur des échantillons de MD prélevés dans les barges aux abords de l'étang du Rouillard, avant leur mise en dépôt.....	168
Tableau 22: Concentrations en hydrocarbures totaux (mg/kg) dans les dépôts superficiels de l'étang du Rouillard.....	169
Tableau 23 : Récapitulatif des différentes masses (t) et volumes (m ³) mis en jeu dans les transferts de pollution dans l'étang du Rouillard.....	197
Tableau 24 : Masses de polluants et de carbone organique total (t) apportées à l'étang du Rouillard par les MD pendant les 3 années de mise en dépôt.....	198
Tableau 25 : Estimation des masses de composés azotés (t) apportés à l'étang du Rouillard par les MD pendant les 3 années de mise en dépôt.....	198
Tableau 26 : Masses de nutriments et matière organique (t) apportés par les eaux interstitielles des MD dans l'étang du Rouillard MD pendant les 3 années de mise en dépôt.....	198
Tableau 27 : Masses de polluants (t) apportés par les eaux interstitielles des MD dans l'étang du Rouillard pendant les 3 années de mise en dépôt.....	199
Tableau 28 : Masses de carbone organique, nutriments et polluants (t) apportés par l'eau de Seine introduite dans l'étang du Rouillard suite à la remise en suspension des MD pendant les 3 années de mise en dépôt.....	199
Tableau 29 : Masses de carbone organique, nutriments et polluants (t) dans l'eau de l'étang du Rouillard après remplissage.....	200
Tableau 30 : Masses de carbone organique, nutriments et polluants (t) dans les MES de l'étang du Rouillard.....	200

Tableau 31 : Masses de carbone organique, nutriments et polluants (t) dans l'eau de rejet en Seine, surverse de l'étang du Rouillard pendant les 3 années de mise en dépôt.....	201
Tableau 32 : Masses de carbone organique, nutriments et polluants (t) dans les MES rejetées en Seine par la surverse de l'étang du Rouillard pendant les trois années de mise en dépôt.....	201
Tableau 33 : Masses de polluants (t) dans les dépôts superficiels de l'étang du Rouillard.	201
Tableau 34 : Masses de polluants (t) dans les eaux interstitielles des dépôts superficiels de l'étang du Rouillard.	202
Tableau 35 : Masses de carbone organique, nutriments et polluants (t) apporté à l'étang par les infiltrations.....	202

LISTE DES ABREVIATIONS

AFNOR :	Association Française de NORmalisation
AIPCN :	Association Internationale Permanente des Congrès de Navigation
AOX :	organo halogénés adsorbables
CDF :	<i>Confined Disposal Facilities</i> - sites de dépôts confinés
CEDA :	<i>Central Dredging Association</i> □ Associations de dragage des pays d'Europe
CETMEF :	Centre d'Études Techniques Maritimes et Fluviales
CG-SM :	Chromatographie en phase Gazeuse couplée à un Spectromètre de Masse
COD :	Carbone Organique Dissous (en mg/L)
COFRAC :	COmité FRançais d'ACréditation
DBO ₅ :	Demande Biologique en Oxygène en 5 jours (en mgO ₂ /L)
DCO :	Demande Chimique en oxygène (en mgO ₂ /L)
E _V :	Evaporation
E _P :	Eau de pluie
E _{Sur} :	Eau de surverse
E _S :	Eau de Seine
EADA :	<i>Eastern Dredging Association</i> □ Associations de dragage des pays de l'Est
EI :	Eaux Interstitielles
EI _D :	Eaux Interstitielles du dépôt
EI _{MD} :	Eaux Interstitielles des matériaux de dragage
EMCC :	Entreprise Morillon Corvol Courbot
ERL :	<i>Effect Range Low</i> □ classe pour laquelle des effets néfastes sont rarement observés
ERM :	<i>Effect Range Median</i> - classe pour laquelle des effets néfastes sont fréquemment observés
GEODE :	Groupe d'Études et d'Observations sur les Dragages et l'Environnement
GFAAS :	<i>Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrophotometry</i> □ spectrométrie d'absorption atomique mode four
GPS :	<i>Global Positioning System</i> □ système de positionnement global
H :	Hauteur d'eau
HAP :	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HC :	Hydrocarbures
HC _{ali} :	Hydrocarbures aliphatiques (en µg/L)
HPLC :	<i>High Performance Liquid Chromatography</i> □ Chromatographie liquide haute performance
IADC :	<i>International Association of Dredging Companies</i> □ Association internationale des entreprises de dragage
ICP-AES :	<i>Inductively coupled plasma Atomic Emission Spectrometry</i> □ Spectrométrie d'émission atomique de plasma à couplage inductif
In :	Infiltrations
IR :	rayonnement Infra Rouge
MD :	Matériaux de Dragage
MES :	Matières En Suspension (en mg/L)
MO :	Matière Organique
MVS :	Matières Volatiles en Suspension
NTK :	Azote Kjeldahl (en mgN/L)
SEQ-eau :	Système d'Évaluation de la Qualité de l'eau
SNS :	Services de Navigation de la Seine
PAP :	Port Autonome de Paris
PCB :	Polychlorobiphényles
PEC :	<i>Probable Effect Concentration</i> □ Concentrations ayant un effet probable
PEL :	<i>Probable Effect level</i> □ niveau d'effet probable
PIREN-Seine:	Programme Interdisciplinaire de Recherche en ENvironnement sur la Seine
PK :	Point Kilométrique (par rapport à Paris)

P _T :	Phosphore total (en mgP/L)
PVC :	<i>Poly Vinyl Chloride</i> □ Polychlorure de Vinyle
SQG :	<i>Sediment Quality Guidelines</i> □ Valeurs guides pour les sédiments
STEP :	STation d'EPuration d'eaux usées
USEPA :	<i>United States Environmental Protection Agency</i> □ Agence américaine pour la protection de l'environnement
UV :	rayonnements Ultra Violets
VNF :	Voies Navigables de France
WEDA :	<i>Western Dredging Association</i> □ Associations de dragage des pays de l'Ouest
WODA :	<i>World Organization of Dredging Association</i> □ Organisation mondiale des associations de dragage

INTRODUCTION

Dans les rivières soumises à la pression anthropique, les sédiments sont généralement pollués et peuvent agir comme une source, à long terme, d'éléments trace pour les eaux de fond (Petersen *et al.*, 1996). Les opérations de dragage de ces rivières sont cruciales pour l'entretien des chenaux de navigation ainsi que lors de certains travaux d'aménagement. Ces dragages peuvent donc être à l'origine de problèmes environnementaux : par exemple la remise en suspension des sédiments entraîne une augmentation de la turbidité et la remobilisation des polluants lors de l'oxydation de sédiments anoxiques (Vale *et al.*, 1998)¹. L'ensemble des impacts éventuels du dragage et des opérations qui lui sont associées, comme la mise en dépôt des matériaux de dragage, est présenté dans le premier chapitre.

Les sédiments, une fois dragués, doivent être pris en charge (Palermo, 1998)² : ils sont stockés sur place (près du site de dragage), traités sur place, transportés puis stockés, ou encore transportés puis traités. Les différents modes de gestion des matériaux de dragage sont également décrits dans ce premier chapitre. Un tour d'horizon des différentes réglementations internationales disponibles, à ce jour, pour décider du devenir des matériaux, en fonction de leur qualité et/ou toxicité, est aussi présenté dans ce premier chapitre qui traite à la fois des aspects réglementaires, qualitatifs et de gestion des matériaux de dragage fluviaux.

Les sédiments, issus des campagnes annuelles de dragage de la Seine et de l'Oise en aval des zones les plus industrialisées et urbanisées, sont mis en dépôt dans d'anciennes gravières remplies d'eau. Ces sédiments présentent des teneurs significatives en matière organique et en micropolluants métalliques. La qualité des sédiments dragués sur le bassin de la Seine est présentée dans le deuxième chapitre, à travers deux publications qui décrivent les caractéristiques physico-chimiques des sédiments du bassin de la Seine avant dragage :

Quality of dredged material in the river Seine basin (France) I. Physico-chemical features S. Carpentier / R. Moilleron / C. Beltran / D. Hervé / D. Thévenot, article sous presse dans *The Science of the Total Environment* (2002).

Quality of dredged material in the river Seine basin (France) II. Micropollutants S. Carpentier / R. Moilleron / C. Beltran / D. Hervé / D. Thévenot, article soumis à publication dans *The Science of the Total Environment* (2002).

Au cours de leur dragage, de leur transport, et de leur stockage, les matériaux de dragage contaminés sont donc susceptibles de relarguer des polluants dans la colonne d'eau, dans la rivière ou dans la nappe phréatique. Afin d'étudier l'impact des matériaux de dragage mis en dépôt sur l'environnement et plus précisément la mobilisation et le relargage des polluants, nous avons suivi l'un de ces sites de dépôt. Nous nous sommes attachés au site de dépôt du Rouillard, situé dans la base de loisirs de Verneuil sur Seine (78), qui a accueilli des sédiments dragués sur le bassin de la Seine à l'aval de Paris entre fin juin 1999 et fin septembre 2001. Une description de ce site et de ses équipements ainsi que des méthodes d'analyse utilisées au cours de ce travail sont présentés dans le troisième chapitre. La mise au

¹ Vale C, Ferreira AM, Micaelo C, Caetano M, Pereira E, Madureira MJ and Ramalhosa E. "Mobility of contaminants in relation to dredging operations in a mesodotal estuary (Tagus estuary, Portugal) ". *Water Science Technology*, **37**, (6-7), pp 25-31.

² Palermo M. R. (1998), "Design considerations for in-situ capping of contaminated sediments", *Water Science Technology*, **37**, (6-7), pp.315-321.

point des méthodes analytiques utilisées au Cereve pour la mesure des micropolluants (hydrocarbures et métaux) est en particulier présentée dans la publication :

Significance of dissolved and particulate metal and hydrocarbon determinations in urban runoff samples □ Gonzalez A./ Garnaud S./ Carpentier S./ Moilleron R. / Thévenot D., *Proceedings of the 8th international conference on urban storm drainage, Sydney (Australia) 1999; vol. 4: pp. 1816-1824.*

L'évolution de la qualité du site a été suivie à travers la collecte et l'analyse de 4 types d'échantillons : des échantillons d'eaux de surface, d'eaux de nappe, d'eaux interstitielles et de sédiments ont été collectés à fréquence régulière de juillet 1999 à septembre 2001, après avoir établi un état de référence au mois de mars 1999, avant les premiers dépôts de matériaux de dragage. Les résultats de ces 3 années de collecte sont présentés dans le quatrième chapitre. Les principaux résultats obtenus pour les eaux superficielles de l'étang du Rouillard sont présentées sous forme d'article :

Impact environnemental de la mise en dépôt de matériaux de dragage (cas du bassin de la Seine) □ S. Carpentier / R. Moilleron / D. Thévenot / C. Beltran / D. Hervé, *La Houille Blanche*, n°8/2001, pp. 82-86.

Les principaux résultats sur la qualité des dépôts de l'étang sont présentés sous la forme d'actes d'un colloque international :

Fate of dredged contaminated sediments in an underwater disposal site □ S. Carpentier / R. Moilleron / D. Thévenot, *International conference on remediation of contaminated sediments (Venise), 10-12 octobre 2001 (à paraître).*

Puis, l'ensemble des résultats obtenus est interprété afin de déterminer l'impact réel du mode de mise en dépôt précisément utilisé dans le cas du bassin de la Seine, sur le site du Rouillard.

Enfin, dans le cinquième et dernier chapitre, nous dressons un bilan de l'activité de remblaiement des matériaux de dragage dans l'étang du Rouillard, qui accueille plus de 50 % des MD dragués sur le bassin de la Seine. Pour ce faire, nous évaluons les flux de polluants éventuellement générés par cette pratique.

L'ensemble de ce travail a été réalisé dans le cadre du Programme Interdisciplinaire de Recherche Environnementale sur la Seine (Piren-Seine, GDR CNRS 1874), et en collaboration étroite avec les Voies Navigables de France (VNF), les Services de Navigation de la Seine (SNS) et l'Entreprise Morillon Corvol Courbot (EMCC) qui exécute les travaux de dragage d'entretien sur le bassin de la Seine. Dans le cadre de cette collaboration, plusieurs rapports d'activités ont été édités :

Mobilisation de polluants lors de la mise en dépôt de sédiments fluviaux contaminés □ S. Carpentier / S. Jumeau / R. Moilleron / D. Thévenot ; *Rapport d'activité 1998, février 1999 : p 5.47-5.50.*

Mobilisation de polluants lors de la mise en dépôt de sédiments fluviaux □ S. Carpentier / S. Jumeau / R. Moilleron / D. Thévenot ; *Rapport d'activité 1999, février 2000 : p 5.56-5.79.*

'Suivi de la mise en dépôt de matériaux de dragage : cas du site du Rouillard', S. Carpentier / R. Mulette / R. Moilleron / D. Thévenot ; Rapport d'activité 2000, février 2001 : p 5.105-5.129.

□Sédiments fluviaux avant dragage□S. Carpentier/ R. Moilleron/ D. Thévenot, chapitre 2.5 et □Impact des dragages fluviaux et mise en dépôt□S. Carpentier/ R. Moilleron/ D. Thévenot, chapitre 3.4 du rapport de synthèse du Programme PIREN-Seine 1998-2001 □Métaux lourds : des bilans en mutation□D. Thévenot, M. Meybeck, L. Lestel, février 2002, pp. 26-30 et 47-48.

I. Dragages fluviaux : réglementation, qualité, gestion

I.1. Le dragage fluvial

I.1.1. Généralités

La pratique du dragage la plus fréquente permet de conserver une profondeur de chenal suffisante à la fois pour les besoins de la navigation (Hauge *et al.*, 1998), pour maintenir des débits minimums en période d'étiage (Ellery et Mc Carthy, 1998) ou encore pour prévenir les crues (Hakstege *et al.*, 1998). On parle de **dragage d'entretien**. Parfois, dans le cas de sédiments contaminés, le dragage est utilisé pour minimiser les effets que pourraient avoir ces sédiments sur leur environnement. On parle alors de **dragage d'assainissement** (Besser *et al.*, 1996 ; Fioole *et al.*, 1998). Un autre type de dragage approfondit des zones portuaires, crée des canaux, creuse des tranchées pour la pose de câbles, de conduites ou de galeries immergées. Il s'agit alors de **dragage d'investissement** (Vellinga, 1998).

I.1.2. Réglementation

Le dragage et le devenir des matériaux dragués sont des opérations qui entraînent des impacts plus ou moins bien connus sur l'environnement. C'est ce que nous allons démontrer tout au long de cette synthèse bibliographique. Dans un premier temps, ces opérations étaient menées sans souci environnemental : seuls les volumes à curer et à gérer étaient pris en compte. Mais l'impact potentiel des sédiments contaminés sur leur environnement au cours des opérations de curage et mise en dépôt, par exemple, a été progressivement suspecté avec la prise de conscience environnementale. Cependant, les réglementations appliquées à ce domaine sont extrêmement discrètes étant donné l'intérêt récent porté à ces aspects environnementaux. Nous présentons donc ici un inventaire, au niveau international puis plus particulièrement européen et enfin français, des réglementations qui concernent les opérations de dragage et le devenir des matériaux dragués. Cette démarche montrera le vide juridique souvent observé dans ce domaine et l'effort qui reste à faire dans la direction de la mise en place de réglementations claires à ce propos.

I.1.2.1 Réglementation étrangère : hors union Européenne

Aux Etats Unis, le dragage par succion (qui fait partie des dragages hydrauliques, I.1.3) est réglementé à la fois par l'Etat et par les agences Fédérales, d'après les lois générales concernant les mines (1872), l'acte de l'*organic administration* de 1897, et l'acte *Clean Water* de 1972 (Harvey et Lisle, 1998). Mais les programmes réglementaires destinés à organiser les projets de dragage pour la navigation, à contrôler les sources de pollution, à organiser la dépollution des sédiments contaminés ou encore à restaurer l'habitat, font tous partie de programmes indépendants les uns des autres. Il en résulte un schéma réglementaire très complexe concernant les milieux aquatiques urbains. Cependant, les agences d'Etat et les agences Fédérales ont effectué un travail commun avec les juridictions locales, les ports et les industries, ceci afin d'établir des plans à long terme (Michelsen, 1998). Des directives concernant les effets biologiques de certains composés (As, Cu, Hg, Zn, ou DDT par exemple) dans les sédiments proposent des seuils (National Irrigation Quality Program, 1998). Des valeurs guide (n'ayant pas de statut officiel et pas non plus pour objet une aide à la décision pour ce qui concerne la gestion des matériaux de dragage) ont à ce propos été

diffusées dans le cadre du programme *National Status and Trends*. Ce rapport édité le 6 décembre 1999 fait état de 2 valeurs guide (Tableau 1) :

Effects Range Low (ERL) concernant des concentrations en deçà desquelles des effets néfastes (dont la toxicité par exemple) ne sont que rarement observés,

Effects Range Median (ERM) représentant des concentrations au delà desquelles des effets sont fréquemment observés.

Tableau 1 : Valeurs guide pour des sédiments aux Etats Unis, en ⁽¹⁾ mg/kg ou ⁽²⁾ µg/kg (*Sediment Quality Guidelines developed for the National Status and Trends Program*).

Polluant	Effect Range Low (ERL)	Effect Range Median (ERM)
As ¹	8,2	70
Cd ¹	1,2	9,6
Cr ¹	81	370
Cu ¹	34	270
Hg ¹	0,15	0,71
Ni ¹	20,9	51,6
Pb ¹	46,7	218
Zn ¹	150	410
Ag ¹	1,0	3,7
PCB totaux ²	22,7	180
Acénaphthène ²	16	500
Acénaphthylène ²	44	640
Anthracène ²	85,3	1100
Benzo(a)anthracène ²	261	1600
Benzo(a)pyrène ²	430	1600
Chrysène ²	384	2800
Dibenzo(a,h)anthracène ²	63,4	260
Fluoranthène ²	600	5100
Fluorène ²	19	540
2-Méthylnaphtalène ²	70	670
Naphtalène ²	160	2100
Phénanthrène ²	240	1500
Pyrène	665	2600
DDT totaux ²	1,58	46,1

Pour ce qui concerne la gestion des matériaux de dragage (MD), celle-ci est soumise à la fois au *National Environmental Policy Act*, à des réglementations d'Etat et des réglementations locales ainsi qu'à de nombreuses lois et ordres exécutifs. L'*United States Environmental Protection Agency* (USEPA, 1998) et le *United States Army Corps of Engineers* doivent ensemble mettre en place un document qui propose des alternatives raisonnables de gestion des MD d'un point de vue économique et environnemental (USEPA, 1998).

Au Canada, les directives concernant la qualité des sédiments (*Canadian Sediment Quality Guidelines*, *Canadian Council of Ministers of the Environment*, 1999, mise à jour en 2001) ont été émises par le groupe de travail des directives sur la qualité de l'eau, appartenant au Conseil du Ministère Canadien de l'Environnement en vue de la protection de la vie aquatique. Elles concernent les composés chimiques dans les sédiments en milieu continental, marin ou estuarien. Il s'agit de limites numériques ou de déclarations qui sont recommandées dans le but de soutenir et maintenir la vie aquatique associée au lit sédimentaire. Ces recommandations sont élaborées à partir d'informations scientifiques disponibles concernant les effets biologiques des substances associées aux sédiments³. Des seuils (Tableau 2) tels que

³ Canadian Sediment Quality Guidelines (1997), Soil and Sediment Quality Section, Guidelines division, Science Policy and Environmental Quality Branch, Environment Canada.

le *Threshold Effect Level* (qui ont été adoptés comme *Sediment Quality Guidelines*, SQG, au Canada) ou le *Probable Effect Level* (PEL) sont calculés afin de fournir une information concernant les effets biologiques potentiels. Ils fournissent un outil d'évaluation de la toxicité des sédiments à partir de caractéristiques chimiques et permettent également l'aide à la décision pour la gestion des sédiments. Aussi, des concentrations inférieures aux SQG ne sont pas sensées provoquer des effets biologiques néfastes alors que des concentrations supérieures au PEL indiquent une suspicion quant à l'existence d'effets biologiques du sédiment.

Tableau 2 : Valeurs guide pour des sédiments continentaux pour le Canada, en ⁽¹⁾ mg/kg ou ⁽²⁾ µg/kg (Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life, Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999, updated 2001).

Polluant	<i>Sediment Quality Guideline</i> (SQG)	<i>Probable Effect Level</i> (PEL)
As ¹	5,9	17
Cd ¹	0,6	3,5
Cr ¹	37,3	90
Cu ¹	35,7	197
Hg ¹	0,17	0,486
Pb ¹	35	91,3
Zn ¹	123	315
PCB totaux ²	34,1	277
Acénaphthène ²	6,71	88,9
Acénaphthylène ²	5,87	128
Anthracène ²	46,9	245
Benzo(a)anthracène ²	31,7	385
Benzo(a)pyrène ²	31,9	782
Chrysène ²	57,1	862
Dibenzo(a,h)anthracène ²	6,22	135
Fluoranthène ²	111	2355
Fluorène ²	21,2	144
2-Méthylnaphtalène ²	20,2	201
Naphtalène ²	34,6	391
Phénanthrène ²	41,9	515
Pyrène	53	875
Dieldrine ²	2,85	6,67
Endrine ²	2,67	62,4
Lindane ²	0,94	1,38
Chlordane ²	4,5	8,87
DDT ²	1,19	4,77
DDD ²	3,54	8,51
DDE ²	1,42	6,75

Aux Etats Unis comme au Canada, des seuils sont donc disponibles afin de caractériser les sédiments. Ces seuils permettent d'estimer la possibilité d'impact biologique de la contamination des sédiments. Cependant, ils ne permettent pas d'appliquer directement ces conclusions à la gestion de ces sédiments une fois dragués.

A Hong-Kong, le cas des sédiments marins contaminés est très clair. Un programme de suivi de la qualité des sédiments est conduit en routine à l'initiative du département de protection de l'environnement de Hong-Kong. De plus, en octobre 1990, une étude lancée par ce même département a mené à la détermination d'une stratégie de gestion des sédiments contaminés. Cette étude incluait l'établissement de valeurs guide permettant de déterminer le devenir des sédiments dragués, les conditions de stockage... Hong-Kong a ainsi développé des critères qualitatifs pour les sédiments en fonction des besoins et des conditions locales. Trois classes de qualité sont établies, avec des proposition de mode de gestion en fonction de ces classes (Lau et Rootham, 1993) : la classe A (*target*) correspond à la qualité souhaitée pour un

sédiment considéré comme propre. Les valeurs seuil de cette classe sont légèrement plus élevées que les valeurs de bruit de fond. La classe B (*trigger*) indique une pollution modérée. La classe C (*Action*) correspond à un site fortement pollué (Tableau 3).

Tableau 3 : Valeurs guide pour des sédiments marins à Hong-Kong, en ⁽¹⁾ mg/kg ou ⁽²⁾ µg/kg (Lau et Rootham, 1993).

Polluant	Classe A : <i>Target</i>	Classe B : <i>Trigger</i>	Classe C : <i>Action</i>
Cd ¹	0,4	1,0	1,5
Cr ¹	25	50	80
Cu ¹	20	55	65
Hg ¹	0,2	0,8	1,0
Ni ¹	20	35	40
Pb ¹	35	65	75
Zn ¹	75	150	200
PCBtot ^{*2}	20	300	400
HAP tot ^{**2}	230	12 750	17 000
Dieldrine ²	2,5	375	500
Endosulfane ²	2,5	375	500
DDT (et dérivés) ²	2,5	375	500
HCH ²	2,5	375	500

*PCB tot = somme PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180 ; **HAP tot = somme des 6 HAP [Fluoranthène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène, Benzo(a)pyrène, Benzo(ghi)pérylène, Indéno(123-cd)pyrène].

A ce jour, plusieurs **associations internationales** travaillent de concert sur les problèmes relatifs au dragage et aux différentes pratiques de mise en dépôt des matériaux de dragage. L'International Association of Dredging Companies (IADC), l'International Association of Ports and Harbours (IAPH), l'Association Internationale Permanente des Congrès de Navigation (AIPCN), le World Organization of Dredging Association (WODA) qui comprend lui-même le Central Dredging Association (CEDA), le Western Dredging Association (WEDA) et le Eastern Dredging Association (EADA), publient régulièrement des rapports qui font l'état des lieux sur le dragage, au sens large du terme, dans le monde. A ce propos, l'IADC et le CEDA ont conjointement publié (de 1996 à 2000) sept guides qui traitent des aspects environnementaux du dragage regroupés sous le titre générique *Aspects environnementaux du dragage* :

- Guide 1 (1996) : acteurs, procédés, perspectives
- Guide 2a (1997) : conventions, codes, conditions : mise en dépôt en mer
- Guide 2b (1997) : conventions, codes, conditions : mise en dépôt à terre
- Guide 3 (1997) : étude, interprétation, impact
- Guide 4 (1998) : machines, méthodes, minimisation
- Guide 5 (1999) : ré-emploi, recyclage, déplacement
- Guide 6 (2000) : effets, écologie, économie
- Guide 7 (2001) : structure, philosophie, futur

L'AIPCN publie également régulièrement des rapports qui traitent à la fois des aspects techniques et réglementaires liés à la problématique des dragages.

I.1.2.2 Réglementation étrangère : en Europe

Aux Pays Bas, la circulaire du 04/02/2000 sur les valeurs cibles et d'intervention pour la réhabilitation des sols a été mise en place par le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. Les valeurs d'intervention (I), indiquées dans cette circulaire sont basées sur une intégration des éventuels effets toxiques sur l'homme et des effets écotoxicologiques sur l'environnement. Elles représentent les valeurs au-delà desquelles le sol ou le sédiment est considéré comme contaminé. Les valeurs "cible" ou d'alerte (A) ont été déterminées de telle sorte qu'un sol ou un sédiment situé dans un secteur relativement peu pollué des Pays Bas (défini par une étude de faisabilité "HANS project" effectuée de 1996 à 1998 aux Pays Bas) présente à 95 % les caractéristiques des valeurs cibles. Ces valeurs indiquent un niveau de qualité de sol ou sédiment pour lequel l'environnement est préservé à long terme et les risques pour l'écosystème sont estimés comme négligeables (Tableau 4).

Tableau 4 : Valeurs guide pour des sédiments aux Pays Bas, en mg/kg (*Circular on target values and intervention values for soil remediation, Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, Rijnstraat 8, 2515 XP The Hague, international postcode 625*).

Polluant	A : Alerte	I : Intervention
As	29	55
Cd	0,8	12
Cr	100	380
Cu	36	190
Hg	0,3	10
Ni	35	210
Pb	85	530
Zn	140	720
Benzène	0,05	2
Toluène	0,05	130
PCBtot*	0,02	1
HAP tot**	1	40
DDT+DDD+DDE	0,0025	4
Alcanes	50	5000
Phtalates tot	0,1	60
HCH	-	2

*PCBtot = somme des PCB 28, 52, 101, 118, 153, 180 ; **HAPtot = somme de 10 HAP [Anthracène, Fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène, Benzo(ghi)pérylène, Indéno(123-cd)pyrène, Benzo(a)anthracène, Benzo(a)fluoranthène, Chrysène, Naphtalène, Phénanthrène].

En Allemagne, à cause de la structure fédérale du pays (16 états fédéraux) et de la diversité des réglementations à observer, la prise en charge des MD est hétérogène et assez peu claire (Koethe, 1995). Cependant, le Ministère de l'Environnement de l'Etat de l'Elbe a décidé, en octobre 1996, de publier des seuils permettant d'évaluer la qualité des MD. Ces seuils ont été déterminés par le groupe de travail Allemand "ARGE Elbe" pour 25 paramètres définissant les classes I à IV et 3 classes intermédiaires (Tableau 5). La classe II est considérée comme classe "cible", c'est à dire correspondant aux concentrations à atteindre dans l'optique d'une réduction de la pollution des sédiments (Netzband *et al.*, 1998). Cette fiche a été réactualisée en 1999 par le groupe "ARGE Elbe".

Tableau 5 : Valeurs guide pour des sédiments en Allemagne, en ⁽¹⁾ mg/kg ou ⁽²⁾ µg/kg (Groupe de travail pour la réhabilitation de l'Elbe).

Polluant	I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
As ¹	3-5	<10	<20	<40	<70	≤100	>100

Polluant	I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
Cd ¹	0,2-0,4	<0,5	<1,2	<5	<10	≤25	>25
Cr ¹	60-80	<90	<100	<150	<250	≤500	>500
Cu ¹	20-30	<40	<60	<150	<250	≤500	>500
Hg ¹	0,2-0,4	<0,5	<0,8	<5	<10	≤25	>25
Ni ¹	10-30	<40	<50	<150	<250	≤500	>500
Pb ¹	25-30	<50	<100	<150	<250	≤500	>500
Zn ¹	90-110	<150	<200	<500	<1000	≤2000	>2000
PCB ²	ld*	<2	<5	<10	<25	≤50	>50
AOX ²	ld*	<20	<50	<100	<250	≤500	>500
HCB ^{2**}	ld*	<20	<40	<100	<200	≤400	>400
DDT et métabolites ²	ld*	<20	<40	<100	<200	≤400	>400
HCH ²	ld*	<5	<10	<20	<50	≤100	>100

*ld = limite de détection des appareils de mesure ; **HCB = pesticides organochlorés.

En Région Wallonne, l'arrêté du 30 novembre 1995 du gouvernement wallon relatif à la gestion des matières enlevées du lit et des berges des cours et plans d'eau du fait de dragages et curages, modifié par l'arrêté du 10 juin 1999, donne des concentrations seuils définissant les catégories A et B (Tableau 6). Les MD appartenant à la catégorie A sont orientés vers un centre de regroupement en vue d'une valorisation ou élimination ultérieure, ou éliminés en centre d'enfouissement technique. Les MD appartenant à la catégorie B sont orientés vers une installation de pré-traitement, afin de répondre aux critères permettant leur reclassement en catégorie A, ou orientation vers une installation de regroupement, en vue d'une valorisation ou élimination ultérieure, ou élimination en centre d'enfouissement technique pour MD. L'arrêté stipule également qu'un matériau qui dépasse les seuils imposés pour la catégorie A mais sont inférieurs aux seuils caractérisant la catégorie B doit subir des tests d'élution selon la méthode DIN 38414-S4 complétée par l'Office Wallon des Déchets à l'annexe III de la circulaire administrative du 23/12/92. A l'issue de ces tests, les sédiments sont alors reclassés en catégorie A ou B.

Tableau 6 : Valeurs guide pour des sédiments en région Wallonne, en mg/kg (30/11/1995- Arrêté du gouvernement Wallon relatif à la gestion des matières enlevées du lit et des berges des cours et plans d'eau du fait de travaux de dragage ou de curage- M. B. 13.01.1996).

Polluant	Catégorie A	Catégorie B
As	<50	≥100
Cd	<6	≥30
Cr	<200	≥460
Co	<25	≥100
Cu	<150	≥420
Hg	<1,5	≥15
Ni	<75	≥300
Pb	<250	≥1500
Zn	<1200	≥2400
PCBtot*	<0,25	≥0,75
HAPtot**	<9	≥45
HCB***	<0,25	≥0,5
Hydrocarbures aliphatiques (C10-C40)	<50	≥100

*PCBtot = somme PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180 ; *HAP tot = somme des 6 HAP [Fluoranthène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène, Benzo(a)pyrène, Benzo(ghi)pérylène, Indéno(123-cd)pyrène] ;

***HCB = pesticides organochlorés.

Le décret **Italien** (*D.M. 24.01.1996 del Ministero dell'Ambiente*, General series n. 31, 7 février 1996) régle les activités de dragage en mer et exige des déterminations physico-chimiques et microbiologiques des matériaux de dragage avant et après leur mise en dépôt. Cependant, cette législation ne définit pas de seuils de concentrations chimiques pour qualifier ces matériaux (Ausili *et al.*, 1998). Des réglementations spécifiques à des provinces Italiennes ont cependant été mises en place. C'est le cas de la lagune de Venise pour laquelle sont proposés des seuils impliquant différents modes de gestion des MD en fonction de concentrations en métaux lourds (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn), hydrocarbures totaux, HAP totaux, PCB totaux et Pesticides organo-chlorés. Ces seuils définissent 3 classes A, B et C (Tableau 7). Les MD de classe A peuvent être utilisés pour restaurer la lagune de Venise sans traitement préalable, la classe B indique que certaines restrictions sont nécessaires avant utilisation en environnement aquatique, et la classe C implique une mise en dépôt confiné (*Confined Disposal Facilities*). Si les MD présentent des caractéristiques supérieures à C, ceux-ci doivent être placés en dépôt terrestre.

Tableau 7 : Valeurs guide des sédiments pour la lagune de Venise, en mg/kg (Johnson et Wilde, 2001)

Polluant	Classe A	Classe B	Classe C
As	15	25	50
Cd	1	5	20
Cr	20	100	500
Cu	40	50	400
Hg	0,5	2	10
Ni	45	50	150
Pb	45	100	500
Zn	200	400	3 000
PCB tot	0,01	0,2	2
HAP tot	1	10	20
Hydrocarbures totaux	30	500	4 000
HCB	0,001	0,02	0,5

Concernant les voies navigables, celles-ci ne sont régies par aucune réglementation au niveau national. D'après Francesca Giaime de l'Institut Central pour la Recherche Scientifique et la Technologie Appliquée à la Mer en Italie (communication personnelle, 2001), des valeurs guides pour les dragages portuaires sont en préparation et devraient être présentées au Ministère de l'Environnement Italien pour fin 2001 – début 2002.

En Angleterre, il n'existe pas, à l'heure actuelle, de texte réglementaire qui donnerait des valeurs guides pour la qualité des sédiments. Des recherches sont en cours afin de développer des niveaux d'intervention (de la même manière que dans la réglementation hollandaise) pour les sédiments destinés à la mise en dépôt en mer. Les résultats de ces travaux seront publiés en avril 2003. Afin de gérer ces matériaux, l'Angleterre dispose cependant de valeurs d'intervention qui n'ont pas de valeur réglementaire mais qui permettent de prendre des décisions sur le terrain. Ces valeurs ne sont pas diffusées au public (informations communiquées par le Dr Chris Vivian, Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Section, 2001).

Dans de nombreux pays, les problématiques environnementales ne sont pas toujours considérées comme une priorité. Ainsi, en **Hongrie**, par exemple, aucune législation concernant les sédiments ni même les eaux de surface n'est encore disponible (Gruiz *et al.*, 1998).

La décision de la **Commission des Communautés Européennes** n°2000/532/CE (modifiée par les décisions 2001/118/CE et 2001/119/CE) remplaçant la décision 94/3/CE établit une liste de déchets en application de la directive Européenne 75/442/CEE du conseil relative aux déchets. Cette liste présente une sous-rubrique 17 05 qui désigne les **boues de dragage** comme des déchets dans son chapitre 17 sur les déchets de construction et de démolition (y compris les déblais provenant de sites contaminés). De même, la directive Européenne 1999/31/CE du Conseil du 26 avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets prend clairement en considération les **«boues de dragage»**. Cependant, cette directive Européenne n'est pas encore traduite en droit Anglais, Italien, ou encore Français.

I.1.2.3 Réglementation Française

Concernant les immersions de matériaux de dragage **en site maritime**, les réglementations issues des conventions internationales d'Oslo (ouverte à la signature des Etats le 15 février 1972, entrée en vigueur le 6 avril 1974) et de Paris (signée le 4 juin 1974) sont applicables. Ces conventions visent à contrôler, voire interdire le retour au milieu naturel de matériaux qui recèlent des contaminants autrement qu'à l'état de traces. La surveillance des niveaux de contamination de ces matériaux de dragage **en site maritime** s'effectue sous la forme de prélèvements annuels d'échantillons (1 pour 100 000 m³ de matériaux) soumis à analyse (Boutouil *et al.*, 1997). L'arrêté du 14 juin 2000 relatif aux niveaux de référence à prendre en compte lors d'une analyse de **sédiments marins ou estuariens** présents en milieu naturel ou portuaire qui émane du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement est actuellement la seule réglementation qui prenne en compte les matériaux de dragage en tant que tels. Ces niveaux de référence (Tableau 8) ont été définis à l'issue d'études menées par le groupe de travail GEODE qui réunit des personnes responsables de la réalisation de projets et du contrôle de la qualité de l'eau, des experts scientifiques ainsi que des experts des ministères principalement concernés (équipement, environnement, défense). Les seuils caractérisent la qualité chimique du matériau. Ils constituent des points de repère permettant d'apprécier l'incidence que peut avoir l'opération projetée : au dessous du niveau 1, l'impact est jugé neutre ou négligeable. Entre le niveau 1 et le niveau 2, une investigation complémentaire peut s'avérer nécessaire en fonction du projet considéré et du degré de dépassement du niveau 1. Au delà du niveau 2, une investigation complémentaire est souvent nécessaire car des indices notables laissent présager un impact potentiel négatif de l'opération. En fonction des résultats, le maître d'ouvrage pourra étudier des solutions alternatives pour réaliser le dragage.

Tableau 8 : Niveaux 1 et 2 (en mg/kg) à prendre en compte lors de l'analyse de sédiments marins ou estuariens présents en milieu naturel ou portuaire selon l'arrêté du 14 juin 2000.

Polluant	Niveau 1	Niveau 2
As	25	50
Cd	1,2	2,4
Cr	90	180
Cu	45	90
Hg	0,4	0,8
Ni	37	74
Pb	100	200
Zn	276	552
PCBtot*	0,5	1

*PCBtot = somme des PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180.

En ce qui concerne les matériaux de dragage en **milieu continental**, le contexte législatif n'est pas clair à ce jour. Les opérations de dragage sont actuellement soumises à la fois à autorisation et déclaration au titre de la **loi sur l'eau** (03/01/1992), mais aussi à la loi relative aux **Installations Classées** du 19/07/1976 dans son décret 94.485 du 19/06/94 sur les exploitations de carrières. Les dragages sont également soumis à la **loi relative aux déchets** 75.633 du 15/07/1975 modifiée puisque d'après cette loi, est considéré comme déchet *« tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou, plus généralement, tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon »*. Or, il ne paraît pas pertinent de considérer les matériaux de dragage comme déchets car se pose alors la question de l'identité du propriétaire de ces produits ; de plus l'application aux MD de la réglementation des déchets et de leurs éliminations se heurtera à des problèmes économiques et techniques (transport de volumes très importants de MD, consistance souvent liquide, traitement ...). Cependant, l'avis du 11 novembre 1997 relatif à la nomenclature des déchets (JO du 11 novembre 1997) mentionne les MD dans sa rubrique 17 05 02 « boues de dragage ». La conséquence directe de cette loi pourrait être l'abandon du curage et de l'entretien des cours d'eau. Cependant, d'après Agostini et ses collaborateurs, au delà d'un certain seuil de pollution et/ou de toxicité qui reste entièrement à définir, ces produits pourraient être classés en déchets à traiter spécifiquement (Agostini *et al.*, 1997). Les dragages peuvent être aussi soumis à autorisation au titre du **Code Rural** (L. 21.19, L. 211.1 « sur l'arrachage, l'abattage ou la coupe d'arbres ou de haies »), ou du **Code de l'Urbanisme** (R. 130.1, R. 442.2c, R. 41.2, « pour les affouillements ou exhaussements ou clôture des terrains de dépôt »). En outre, les opérations de dragage peuvent être soumises à autorisation au titre de la **loi « pêche »** et du **Code Rural** (L. 232.3 *sur la destruction des frayères*, L. 232.6 et L. 232.7 *sur la circulation des poissons migrateurs*) si celles-ci ont un impact sur la vie piscicole du cours d'eau. Pendant les travaux de curage, un débit minimal doit être observé selon le code rural (L. 232.5). La norme NFU 44041, développée spécifiquement pour les boues de station d'épuration d'eaux usées (STEP) destinées à l'épandage agricole (**arrêté du 8/01/1998**), est souvent citée comme référence en l'absence de référence en France concernant les MD en milieu continental (Tableau 9).

Tableau 9 : Teneurs limites en éléments traces dans les boues et les sols destinés à recevoir les boues, en mg/kg.ms (arrêté du 8 janvier 1998).

Polluant	Valeur limite dans les sols	Valeur limite dans les boues
Cd	2	15*
Cr	150	1000
Cu	100	1000
Hg	1	10
Ni	50	200
Pb	100	800
Zn	300	3000
PCBtot **	-	0,8
Fluoranthène	-	5
Benzo(b)fluoranthène	-	2,5
Benzo(a)pyrène	-	2

*10 mg/kg.ms à compter du 1^{er} janvier 2004 ; ** PCBtot = somme des PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180.

En conclusion, en France, il n'existe pas une mais des réglementations visant partiellement les opérations de dragage (devenir des MD compris). Dans ces conditions, il est très difficile pour le maître d'ouvrage d'une opération de curage de s'y retrouver dans cette abondance de textes : l'opération est-elle concernée par telle ou telle procédure ? laquelle est prioritaire sur l'autre ? couvre-t-elle la globalité de l'opération ? □

Il est important de noter qu'aucun texte ne concerne spécifiquement les seuils de contamination ou de toxicité des MD. Or, c'est sur ce point que repose le problème désormais. L'absence de définition précise d'un matériau de dragage toxique ou pollué rend impossible sa prise en compte dans une réglementation. De plus, une seule loi cadre fixant la procédure réglementaire à suivre lors des opérations de dragage permettrait d'harmoniser les pratiques. En l'absence de réglementation opérationnelle, les Voies Navigables de France (VNF) ont jugé nécessaire de définir des seuils qui définissent 3 catégories (VNF 1, VNF 2 et VNF 3). Ces catégories (Tableau 10) indiquent l'usage qui peut être fait des MD.

Tableau 10 : Critères établis par les Voies Navigables de France et différentes limites (en mg/kg) déterminant la qualité des matériaux de dragage ou sédiments (Briche *et al.*, 1998).

Polluant	VNF 1	VNF 2	VNF 3
As	<20	20<x<45	>45
Cd	<2	2<x<6.4	>6.4
Cr	<150	150<x<250	>250
Cu	<100	100<x<300	>300
Hg	<1	1<x<3	>3
Ni	<50	50<x<150	>150
Pb	<100	100<x<367	>367
Zn	<300	300<x<500	>500
Hydrocarbures	<100	100<x<2500	>2500

Les MD appartenant à la catégorie VNF 1 peuvent être destinés à tous les usages, y compris le régalage sur culture alimentaire. Les MD appartenant à la catégorie VNF 2 ne peuvent pas être épandus sur culture alimentaire. Les MD appartenant à la catégorie VNF 3 doivent faire l'objet d'une étude de faisabilité qui déterminera si oui ou non ils doivent être stockés en dépôt confiné, ou encore traités avant d'être valorisés (Briche *et al.*, 1998). A l'heure actuelle, ces seuils, qui n'ont aucune valeur juridique ou réglementaire, sont les seuls disponibles en France.

Actuellement, le **Comité National Technique sur la Gestion des Sédiments** travaille à la détermination des seuils de pollution et à la résolution des différents problèmes législatifs inhérents aux opérations de dragage. Il s'inspire notamment des seuils établis en région Wallonne et aux Pays Bas. Un grand effort a été réalisé par les agences de l'eau dans cette direction. L'agence de l'eau Rhin Meuse a, par exemple, réalisé une étude visant à déterminer des seuils de gestion des MD à l'aide d'essais de toxicité et de lixiviation (Babut, 1998).

Un récent rapport financé par le Ministère de l'Équipement et les Voies Navigables de France, publié en avril 2001, sur l'évaluation écotoxicologique des sédiments contaminés ou des matériaux de dragage, propose de calculer un **indice de contamination Q** à partir des concentrations en contaminants et de seuils de qualité issus de la bibliographie (*Probable Effect Concentration* ou PEC) :

$$Q_{PEC\ m} = (\sum C_i / PEC_i) / n$$

avec C_i concentration du polluant i dans le sédiment,
 PEC_i concentration seuil d'effet probable du polluant i (voir Tableau 11),
 n nombre de polluants mesurés.

Tableau 11 : Valeurs des seuils de qualité (*Probable Effect Concentration*) pour les polluants ubiquitaires, en ⁽¹⁾ mg/kg ou ⁽²⁾ µg/kg.

Polluant	<i>Probable Effect Concentration</i> (PEC)
As ¹	33
Cd ¹	4.98
Cr ¹	111
Cu ¹	149
Hg ¹	1.06
Ni ¹	48.6
Pb ¹	128
Zn ¹	459
Anthracène ²	845
Fluorène ²	536
Naphtalène ²	561
Phénanthrène ²	1170
Benzo(a)anthracène ²	1050
Benzo(a)pyrène ²	1450
Chrysène ²	1290
Fluoranthène ²	2230
Pyrène ²	1520
HAP totaux ²	22800
PCB totaux ²	676

Cet indice représente une évaluation simplifiée des risques écologiques liés à la qualité des MD. Pour des valeurs de Q inférieures à 0,1, les matériaux sont considérés comme présentant un risque négligeable et les MD peuvent donc être gérés sans contrainte particulière. Pour $0,1 < Q < 0,5$, des essais de toxicité sur sédiment brut sont conseillés (*Chironomus riparius*, *Hyalella azteca*), en fonction desquels une étude détaillée des risques (EDR) sera effectuée ou non. Pour des valeurs d'indice supérieures à 0,5, il est préconisé de procéder à une EDR selon une procédure décrite dans le même rapport (Babut *et al.*, 2001). Cette approche qui utilise un indice et qui par là-même intègre différents paramètres est différente de celles que nous avons présentées précédemment qui utilisaient des seuils déclassants par paramètres.

I.1.2.4 Conclusion sur les réglementations

Afin de synthétiser les différents enseignements apportés par les approches internationales que nous venons de présenter, nous avons regroupé l'ensemble des seuils disponibles (Annexe 1) en deux catégories :

- les seuils inférieurs le plus souvent appelés «valeurs cibles» en deçà desquels les sédiments sont le plus souvent considérés comme «sans effet» néfaste pour l'environnement,
- les seuils supérieurs le plus souvent appelés seuils «d'action» au delà desquels les sédiments sont, dans la plupart des cas, considérés comme contaminés et cette qualité implique une intervention.

A partir de ces deux types de catégories, nous avons calculé les médianes, minima et maxima afin de présenter une vision globale de l'approche «par seuil» au niveau international (Tableau 12).

Tableau 12 : Médianes, minima et maxima des différents seuils utilisés dans les différents pays présentés précédemment en ⁽¹⁾ mg/kg ou ⁽²⁾ µg/kg.

Paramètre	seuil 'sans effet'				seuil 'd'action'			
	n	médiane	min	max	n	médiane	min	max
Cd ¹	10	1,1	0,4	6	10	10,8	1,5	30
Zn ¹	10	175	75	1200	10	636	200	3000
Cr ¹	10	90	20	200	10	375	80	1000
Ni ¹	9	40	20	75	9	150	40	500
Pb ¹	10	67,5	35	250	10	434	75	1500
Cu ¹	10	40	20	150	10	285	65	1000
As ¹	8	17,5	5,9	50	8	53	17	100
Hg ¹	10	0,45	0,15	1,5	10	6,5	0,5	25
Co ¹	2	22,5	20	25	2	170	100	240
HC totaux (IR) ¹	3	0,1	0,05	30	3	4	2,5	5
HAP totaux ¹	4	1	0,23	9	4	30	17	45
Acénaphène ²	2	11,4	6,7	16	2	294	89	500
Acénaphthylène ²	2	24,9	5,9	44	2	384	128	640
Anthracène ²	2	66	47	85,3	2	673	245	1100
Fluorène ²	2	20	19	21,2	2	342	144	540
2-méthyl naphthalène ²	2	45	20	70	2	436	201	670
Naphthalène ²	2	97	34,6	160	2	1246	391	2100
Fluoranthène ²	3	600	111	1200	4	5050	2355	7000
benzo(a)anthracène ²	2	146	32	261	2	992,5	385	1600
benzo(b)fluoranthène ²	-	-	-	-	2	2750	2500	3000
benzo(a)pyrène ²	3	200	32	430	4	1800	782	3000
dibenzo(ah)anthracène ²	2	34,8	6,2	63	2	198	135	260
Chrysène ²	2	221	57	384	2	1831	862	2800
Phenanthrène ²	2	141	42	240	2	1008	515	1500
Pyrène ²	2	359	53	665	2	1738	875	2600
Pesticides ²	3	20	1	250	3	500	400	500
DDD, DDE, DDT total ²	4	2,5	1,58	20	4	450	46	4000
Dieldrine ²	2	2,7	2,5	2,85	2	253	6,7	500
HCH totaux ²	3	500	100	2000	3	500	100	2000
PCB totaux ²	9	400	1	2000	9	400	1	2000

Le Tableau 12 montre la difficulté d'harmoniser les seuils à l'échelle internationale : en effet, les seuils que nous avons utilisé pour préparer ce tableau ne remplissent pas les mêmes objectifs. D'autre part, ces seuils sont généralement adaptés aux matériaux du pays, ou même à la région concernée. Il est donc difficile à l'heure actuelle d'établir des schémas précis d'aide à la décision dans le domaine de la gestion des sédiments contaminés en milieu continental. Les difficultés sont multiples. La réglementation n'est que partielle ou peu précise et ne propose pas de seuils de contamination clairement définis (comme dans le cas de la France, de l'Angleterre ou encore de l'Italie), et les techniques qui permettent de travailler dans le respect de l'environnement sont souvent lourdes et coûteuses. De plus, les techniques de dragage spécialisées, le pré-traitement des sédiments (déshydratation des sédiments ou traitements plus poussés) avant mise en dépôt, la gestion de dépôts confinés (...) doivent être appliqués à de très grands volumes (1 milliard de m³ aux Etats Unis) en milieu continental. D'autre part, il subsiste le problème de la responsabilité de la pollution : qui doit payer ? En effet, si les installations classées (en France par exemple) sont aujourd'hui clairement répertoriées, cela n'a pas toujours été le cas, et la contamination des sédiments est très souvent le résultat de pollutions provenant de sources multiples dans l'espace et dans le temps. D'où cette difficulté de parvenir à des mesures et actions bien cadrées.

1.1.3. Techniques de dragage

Les méthodes de dragage varient en fonction du volume à draguer, de la texture, de la teneur en eau et de la granulométrie du sédiment à draguer. Les méthodes de dragage peuvent être classées en 3 catégories (Pollice *et al.*, 1996) : le dragage mécanique, le dragage hydraulique et le dragage pneumatique.

1.1.3.1 Le dragage mécanique

Le **dragage mécanique** permet de curer des sédiments de fond par application directe de la force mécanique. Les sédiments extraits sont généralement placés dans une barge afin d'être transportés vers un site de dépôt. La **drague à benne preneuse** est la plus répandue. Elle permet d'extraire de grands volumes. La benne est manipulée par une grue qui amène celle-ci depuis les sédiments de fond vers la surface où les matériaux sont ensuite déposés dans des barges destinées au transport des matériaux vers les sites de dépôt (Figure 1).

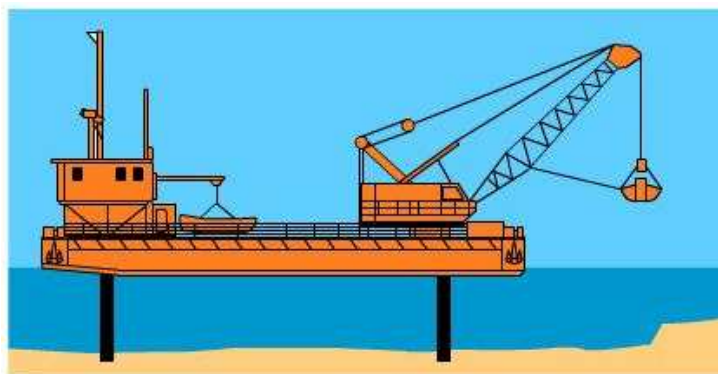


Figure 1 : Drague mécanique à benne preneuse (<http://www.ifremer.fr/envlit/documentation/dossiers/dragages>).

Le phénomène de re-suspension des sédiments par cette méthode peut survenir au cours de l'opération de dragage lorsque la benne est traînée sur le fond lors des déplacements, ou lors de la levée de la benne vers la surface car une partie des matériaux est alors dispersée dans la colonne d'eau. Ce type de «perte» de matériaux a été estimé à 1 à 5 % des volumes dragués (Norman *et al.*, 1997 ; Pôle de compétences sur les sites et sols pollués, 2000 ; Pollice *et al.*, 1996).

Il existe aussi les **dragues à godets** constituées d'une chaîne sans fin équipée de godets qui élèvent les matériaux dragués au-dessus de la surface de l'eau et les déchargent directement dans des chalands ou des barges (Figure 2). C'est ce type de drague qui est utilisé pour les dragages d'entretien dans le bassin de la Seine.

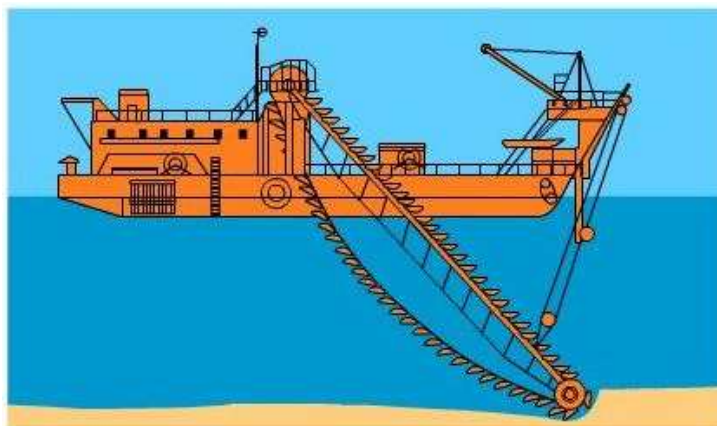


Figure 2 : Dragage mécanique à godets (<http://www.ifremer.fr/envlit/documentation/dossiers/dragages>).

I.1.3.2 Le dragage hydraulique

Le **dragage hydraulique** (Figure 3) aspire les sédiments dilués dans une grande quantité d'eau (plus de 50% d'eau) grâce au vide créé par une pompe et grâce à l'action érosive et inductive de la tête d'élinde (Norman *et al.*, 1997). Les quantités de sédiment remis en suspension par les dragues hydrauliques sont inférieures à celles générées par les dragues mécaniques. Les matériaux prélevés sont soit directement acheminés vers le site de dépôt via une conduite, soit déposés dans une barge qui sera transportée vers le site de dépôt. Ce type de dragage permet de prendre en charge de grands volumes de sédiments pour des coûts relativement bas. Il est souvent utilisé pour le curage des sédiments de canaux ou dans les zones à forte contrainte environnementale (limons, vases fluides...) (Pôle de compétences sur les sites et sols pollués, 2000).

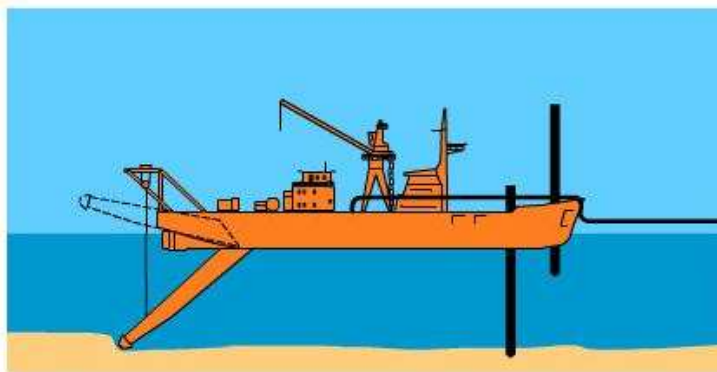


Figure 3 : Dragage aspiratrice stationnaire avec conduite de refoulement (<http://www.ifremer.fr/envlit/documentation/dossiers/dragages>).

I.1.3.3 Le dragage pneumatique

Le **dragage pneumatique** aspire les MD, comme dans le cas de la drague hydraulique, mais le vecteur est dans le cas présent l'air comprimé. Ce type de dragage peut curer des matériaux présentant une forte teneur en solides tout en générant peu de turbidité (Pollice *et al.*, 1996).

I.1.3.4 Choix du mode de dragage

Les méthodes de dragage qui causent *a priori* le moins d'impact sur l'environnement sont les méthodes hydrauliques et pneumatiques. Les méthodes mécaniques, quant à elles, permettent de collecter des MD contenant des teneurs en eau plus faibles : les volumes à gérer sont réduits (Hauge *et al.*, 1998).

Le choix du mode de dragage est déterminé en fonction de (Norman *et al.*, 1997) :

- l'épaisseur de la couche de MD à enlever,
- l'éloignement du site de mise en dépôt,
- la quantité tolérée de solides en suspension,
- la quantité de débris, algues, racines contenues dans les MD,
- la profondeur des MD sous la surface de l'eau,
- la capacité de l'installation de traitement (si un traitement doit être effectué).

Dans le cas du bassin de la Seine, le dragage mécanique (dredge à godet) a été choisi car le sédiment à curer est suffisamment cohésif pour ce mode de dragage. Il s'agit principalement de dragage d'entretien (pour assurer la navigabilité des cours d'eau et l'écoulement normal des eaux). Par conséquent, les opérations de dragage sont quasi-continues sur l'ensemble du bassin de la Seine et en particulier au niveau des ouvrages de navigation. Ainsi, le dragage hydraulique est rendu impossible puisque celui-ci nécessite la présence d'une zone de dépôt dans un périmètre de 2,5 km. Ce type d'aménagement n'existant évidemment pas tout au long du continuum fluvial, le dragage mécanique a donc été considéré comme l'option la mieux adaptée (Pôle de compétences sur les sites et sols pollués, 2000).

I.1.4. Impact du dragage

Le dragage peut avoir plusieurs types d'impacts. Il est toutefois nécessaire de juger de ces impacts, plus ou moins conséquents, en fonction du site étudié.

I.1.4.1 Impact sur la qualité de l'eau

D'un point de vue strictement mécanique, le dragage entraîne, à long terme (dizaines d'années), des changements topographiques des fonds aquatiques (Groot, 1996 ; Lau et Rootham, 1993). Il augmente inévitablement les taux de matières en suspension dans les zones immédiatement adjacentes au lieu dragué. Le dragage peut entraîner le relargage de polluants présents dans les sédiments significativement contaminés, en particulier les polluants faiblement liés à la matrice, vers les eaux situées à l'interface eau-sédiment (Combs *et al.*, 1982 ; Lau et Chu, 1999). D'après Michelsen et ses collaborateurs, la remise en suspension de sédiments de fond, causée par le dragage, est une des sources majeures de contamination de la colonne d'eau lors des opérations de dragage (Michelsen *et al.*, 1998b). Cette remise en suspension lors des dragages peut entraîner la dispersion des particules ainsi que des eaux interstitielles dans l'environnement aquatique adjacent. Cependant, pour ce qui concerne les métaux lourds, l'étude des dragages en Hollande a montré que la remise en suspension n'entraînait pas d'augmentation significative des concentrations en métaux traces

dans la fraction dissoute des eaux de surface. Toutefois, les teneurs en métaux (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn) dans les MES augmentaient significativement. Ces fortes teneurs en métaux dans les MES sont le témoin de la perte, de matériaux comme les fractions fines des sédiments par exemple, au cours de l'opération de dragage elle-même, lorsqu'il s'agit de curer des fond contaminés (van Den Berg *et al.*, 2001).

I.1.4.2 Impact sur la vie aquatique

La remise en suspension des sédiments, induite par le dragage, peut entraîner une re-sédimentation des particules fines qui va boucher les espaces interstitiels. Les organismes benthiques perdent ainsi leurs refuges naturels et peuvent être entraînés par le courant, ce qui induit un appauvrissement de la diversité faunistique. De plus, le développement des œufs et larves de poisson est largement inhibé par le colmatage des espaces interstitiels et les espèces sensibles peuvent alors disparaître (Lewis *et al.*, 2001 ; Michelbach et Wöhrle, 1994). L'entraînement des différents œufs de poisson, bien entendu lorsque les dragages ont lieu durant les périodes de frai et de développement des œufs, par les dragues implique très souvent de forts pourcentages de mortalité (29 % à 100 % selon les espèces) en raison des perturbations mécaniques produites par le dragage (Harvey et Lisle, 1998).

La remise en suspension de sédiments au cours des opérations de dragage, mise en évidence par de fortes concentrations en MES (parfois supérieures à 9 g/L), peut se révéler létale pour le biota aquatique. Les augmentations des teneurs en MES dues aux activités de dragage entraînent également des difficultés pour certains poissons pour la capture de leurs proies (Harvey et Lisle, 1998). Les métaux présents dans les MES sont rendus bio-disponibles (pour les poissons en particulier) lorsqu'ils sont remis en suspension au cours des activités de dragage (Lewis *et al.*, 2001). Dans le cas du delta Okavango (Botswana) le dragage a eu pour effet immédiat de détruire la flore présente dans le chenal concerné et par conséquent de briser la chaîne alimentaire à sa source, pour enfin causer des dommages sur la faune du chenal (Ellery et Mc Carthy, 1998). La destruction de l'habitat est également citée comme un élément perturbateur pour la faune qui peuple les chenaux dragués (Groot, 1996 ; Harvey et Lisle, 1998).

I.1.4.3 Nuisances sonores et olfactives

Le dragage produit des nuisances sonores : le matériel est effectivement source de bruit qui peut être problématique à proximité des zones urbanisées, d'autant plus que l'eau facilite la propagation du bruit. De même, il est source de nuisances olfactives : en effet, le curage de certains sédiments chimiquement contaminés ou contenant des gaz (CH₄, H₂S) ou des composés soufrés conduit au dégagement d'odeurs lors du curage, du transport et dans les bassins de dépôt (Pôle de compétences sur les sites et sols pollués, 2000).

I.1.4.4 Impact positif

Dans quelques cas particuliers, le dragage peut améliorer l'habitat des poissons. En effet, il peut entraîner temporairement la formation de petits bassins que les poissons pourront coloniser (Harvey et Lisle, 1998). Ces petits bassins seront cependant rapidement comblés par le sédiment lors de crues.

I.2. Qualité des matériaux de dragage

Les sédiments fluviaux trouvent leur origine dans le dépôt de particules solides minérales et organiques sur le lit du cours d'eau ou sur son lit majeur. En eau courante, ces sédiments transportés par charriage au fond, en suspension ou par ruissellement, tendent à se déposer dès que le débit du cours d'eau est inférieur ou proche de 0,2 m/s. Les solides en suspension s'accumulent alors sur le fond sous l'action supplémentaire de processus chimiques et physico-chimiques tels que la floculation ainsi que la vitesse de sédimentation des particules. La vitesse du courant détermine la granulométrie des particules minérales, mais non des particules organiques en raison de leur masse volumique nettement inférieure. C'est sur ces particules en suspension que se concentre l'essentiel de la contamination (Norman *et al.*, 1997).

Il existe de nombreuses sources potentielles de contamination des sédiments. Parmi celles qui ont été identifiées par l'EPA, les stations de traitement de boues d'épuration urbaines, les débordements de réseaux unitaires, les rejets urbains et industriels par temps de pluie, les rejets urbains directs, les ruissellements ou lixiviats de décharges, les ruissellements de parcelles agricoles, les ruissellements de terrains miniers, les ruissellements sur terrains de stockage industriels, les retombées atmosphériques contaminées (Kwon et Lee, 1998).

Les matériaux de dragage sont souvent caractérisés par une grande variabilité de leurs caractéristiques physiques et chimiques, ce qui pose le problème de leur gestion après dragage. Plusieurs publications de l'AIPCN soulignent la grande variabilité des MD, hétérogénéité d'autant plus importante lorsqu'il s'agit de voies navigables intérieures, dans la mesure où un cours d'eau peut traverser, même dans une zone relativement restreinte, des entités géologiques très différentes (Norman *et al.*, 1997). En effet, dans les matériaux de dragage prélevés dans 10 sites différents des USA (Est et Centre des Etats Unis), la granulométrie s'est révélée extrêmement variable, présentant une large gamme de textures - sableuses à argileuses- (Combs *et al.*, 1982). Il en est de même pour des sédiments caractérisés en Italie : la granulométrie s'est révélée très variable d'un site à l'autre, de même les concentrations en métaux lourds pouvaient varier d'un facteur 2 à 3 (Ausili *et al.*, 1998).

Les matériaux de dragage sont composés de matières minérales et organiques d'origine interne ou externe au milieu aquatique : minéraux et fragments de roches délitées, minéraux argileux, précipités et enduits, matériaux organiques (micro-organismes comme le phyto plancton, le zooplancton ou les bactéries, macrophytes, tissus en décomposition) et matériaux générés par l'activité humaine comme les plastiques, les métaux, les fibres (Norman *et al.*, 1997). La proportion de matière organique dans la matière sèche des sédiments varie de 90 % (tourbe) à 2 % (sable de rivière). D'une manière générale, la proportion de matière organique est généralement comprise entre 2 et 10 %, constitué à 60 % de composés humiques (Pôle de compétences sur les sites et sols pollués, 2000).

L'un des problèmes apparus ces dernières années est l'amplification du phénomène d'envasement dû à l'accroissement des apports anthropiques et de l'érosion (notamment en raison des opérations de remembrement ayant entraîné une destruction des haies et talus). La contamination a commencé à la fin du 19^{ème} siècle : cette pollution est essentiellement due aux rejets urbains et industriels. Les contaminants à l'origine de cette pollution sont (Norman *et al.*, 1997 ; Pôle de compétences sur les sites et sols pollués, 2000) :

Les éléments nutritifs (Phosphore et composés azotés) : ils proviennent des rejets d'eaux usées urbaines et d'effluents agricoles et industriels. Ils sont à l'origine de l'eutrophisation des milieux.

Les métaux (Cd, Pb, Zn, Cu, Cr, Ni, Hg...) : ils sont naturellement présents à l'état de traces. Une fois le seuil de tolérance dépassé, les métaux sont considérés comme toxiques. Ils sont alors incompatibles avec les phénomènes vitaux. Certains d'entre eux ont des propriétés mutagènes et cancérigènes (comme par exemple Cd) (Ramade, 1992). Les métaux lourds peuvent se fixer sur les sédiments par adsorption physique (liaison électrostatique) ou par adsorption chimique (liaisons covalentes). Un autre mode de fixation peut être lié aux phénomènes d'insolubilisation ; les métaux précipitent alors sous la forme d'oxydes, d'hydroxydes, de carbonates, de phosphates ou de sulfures insolubles. Un dernier mode de fixation est la formation de complexes (inorganiques ou organiques). Les métaux lourds piégés dans le sédiment sont en général en équilibre avec l'eau interstitielle. Mais la moindre perturbation de l'environnement peut entraîner la possibilité de relargage des métaux. Ce relargage peut être induit par différents mécanismes tels que les réactions rédox, l'activité biologique, la présence de chélatants ou encore de perturbations physico-chimiques (Bussy, 1996).

Les substances organiques (HAP, PCB, pesticides...) : ce groupe comporte les hydrocarbures alkylés ou aromatiques, les pesticides, les herbicides et les solvants chlorés. Ces éléments sont souvent très toxiques, parfois cancérigènes (c'est le cas de certains HAP, par exemple), solubles ou adsorbés sur les matières en suspension. Ils sont le plus souvent solubles dans les graisses ; c'est le cas des PCB ou des dioxines, par exemple (Chassard-Bouchaud, 1995 ; Ramade, 1992).

La contamination en métaux ou autres polluants des sédiments est actuellement évaluée, avant même les opérations de dragage, de façon systématique dans de nombreux pays (Tableau 13). Cependant, il est important de différencier les concentrations totales des concentrations bio-disponibles. Et c'est ce point qui doit être mis en avant car c'est bel et bien l'impact environnemental qui doit être estimé (Almeida *et al.*, 2001). La qualité physico-chimique seule ne suffit pas pour déterminer la qualité des sédiments puisque celle-ci ne permet pas de prédire l'effet toxique du matériau. L'impact biologique par le biais de bio-essais pour évaluer la toxicité des polluants, de l'écologie (détermination des populations benthiques, densités de populations, biomasse algale...), ou de la bio-accumulation et bio-magnification (estimation des concentrations en polluants dans les tissus des vertébrés et invertébrés le long de la chaîne trophique) doivent présenter une importance au moins aussi grande que la contamination chimique dans cette évaluation (Ahlf et Forstner, 2001). Mais les tests de toxicité sont un outil, et non une fin, pour appréhender les risques liés aux sédiments. Les tests de toxicité ne peuvent remplacer les analyses chimiques pour déterminer les risques (Chapman *et al.*, 2002).

Tableau 13 : Teneurs en polluants (mg/kg) des sédiments dragués selon divers auteurs

Site, Pays	Source	Zn	Cu	Pb	Hg	Cd	Ni	HAP	PCB	HCtot	COT*
Elbe (Allemagne)	Netzband <i>et al.</i> , 1998	1500	150		6	11,5					
Danube (Hongrie)	Gruiz <i>et al.</i> , 1998	159	42	48		0,84	36				
Port (Danemark)	Andersen <i>et al.</i> , 1998	1022	756	554	19	2,05	27	53	0,4		5,2

Site, Pays	Source	Zn	Cu	Pb	Hg	Cd	Ni	HAP	PCB	HCtot	COT*
N.York, N. Jersey (USA)	Pollice <i>et al.</i> , 1996		170	170	2,8			17	0,6	620	
Detroit (USA)	Besser <i>et al.</i> , 1996	792	85	176		7,2	71	77	2,6		6,3
Canal (Belgique)	Cauwenberg <i>et al.</i> , 1998	3200	128	721		12,9					
Oslo (Norvège)	Hauge <i>et al.</i> , 1998			987	14,2	13,4		502	3,4	11259	8,3
Nord (France)	Ruban <i>et al.</i> , 1998	1180	220	360		2,8	42	770			
Belgique	De Maeseneer, 1997	1986	230	390	2,8	11,7	n.d**				
Connecticut (USA)	Brannon <i>et al.</i> , 1987	1412	2525			20,5		315	17,6		8,2
Brésil	Almeida <i>et al.</i> , 2001	110	29	44			14				
Port (Italie)	Ausili <i>et al.</i> , 1998	404	70	111	0,4	3,0	75	396		41	6,5
Argentine	Cataldo <i>et al.</i> , 2001	64	17	16			14		9,3		

* Carbone Organique Total exprimé en % ; ** n.d. = non déterminé.

D'autre part, certaines propriétés des sédiments sont susceptibles d'influer sur l'interaction entre les MD et les contaminants (Norman *et al.*, 1997) :

- *La quantité d'argile* : plus cette quantité est élevée, plus la faculté d'adsorption des sédiments est grande,
- *La capacité d'échange cationique* : un sédiment qui présente une grande capacité d'échange cationique entraîne les cations métalliques potentiellement toxiques mais peut à long terme libérer des métaux toxiques ainsi fixés,
- *La teneur en matière organique* : la concentration en contaminants biologiquement libérables est inversement proportionnelle à la teneur en matière organique,
- *Le pH* : possibilité d'effets directs ou non sur les équilibres de sorption ou de dissolution, mais aussi sur la faune et la flore tentant de coloniser un site de dépôt à terre,
- *La teneur en oxydes de fer et de manganèse* : la capacité de fixation des métaux potentiellement toxiques est corrélée à la teneur en oxydes de fer et de manganèse dans les sédiments,
- *L'aptitude à l'oxydoréduction* : la libération à partir de sédiments dragués et la fixation de substances potentiellement toxiques dépendent à la fois des conditions d'oxydation et de réduction ; cette action d'oxydoréduction est elle même fortement influencée par la teneur en carbone, azote et soufre et la composition chimique des sédiments.

C'est donc la qualité des sédiments qui va conditionner, dans une grande mesure, le devenir des matériaux de dragage.

I.3. Devenir des matériaux de dragage

Avant toute prise de décision concernant le devenir des MD, il est important de caractériser ces matériaux. L'objectif de cette caractérisation est de fixer les possibilités de traitement, de valorisation et de gestion (Boutouil *et al.*, 1997). Elle utilise les analyses granulométrique, sédimentologique, minéralogique, chimique, les caractérisations physico-mécaniques les teneurs en contaminants (polluants métalliques et matières organiques). Les différentes possibilités de devenir des MD sont (Norman *et al.*, 1997 ; Pôle de compétences sur les sites et sols pollués, 2000) :

- le ré-emploi ou **valorisation** comme par exemple le recyclage sur terres agricoles ou **épandage**, ou le ré-emploi comme remblai, aménagement paysager, restauration de plages, aménagement de zones humides, construction de digues ,
- le dépôt ou **clapage en mer** (de plus en plus limité afin de minimiser l'impact des dépôts de MD contaminés sur l'environnement marin),
- le **dépôt à terre** (confiné ou non) ou le **regalage** (simple dépôt en cordon de 5 à 10 m de large et de 10 à 30 cm d'épaisseur des MD le long des rives du site dragué, avec aménagement de rigoles drainantes permettant l'écoulement des eaux de pluie),
- le **traitement** c'est-à-dire la décontamination des MD, ou la réduction de la quantité des volumes.

L'**épandage** fait partie des solutions envisageables pour gérer ces matériaux. Mais très souvent, les matériaux de dragage ne possèdent pas les caractéristiques requises pour l'épandage (Chui et Tay, 1997). Les sédiments de rivière, une fois dragués, sont parfois déposés dans des ports (Hauge *et al.*, 1998). Ils peuvent aussi être placés dans des dépôts reconvertis à cet effet (comme d'anciennes gravières dans le bassin de la Seine) ou déposés en mer. Ce dernier mode de stockage également appelé **clapage en mer** est majoritaire en Italie (Ausili *et al.*, 1998). Afin de minimiser les problèmes environnementaux dus à la contamination de certains MD, les dépôts en mer sont souvent recouverts d'une couche de matériaux peu ou pas contaminés. Cette technique appelée ***in-situ* capping** (Figure 4) permet d'isoler les MD contaminés des effets de la resuspension et de la bioturbation et d'empêcher les relargages de polluants vers la colonne d'eau (Fredette *et al.*, 1992 ; Pollice *et al.*, 1996). Malherbe rapporte que le **stockage en milieu aquatique** (en mer ou non) des MD est l'une des solutions de gestion de ces matériaux les plus populaires au monde, cette solution étant considérée comme des plus attractives d'un point de vue technique et économique (Malherbe, 1991).

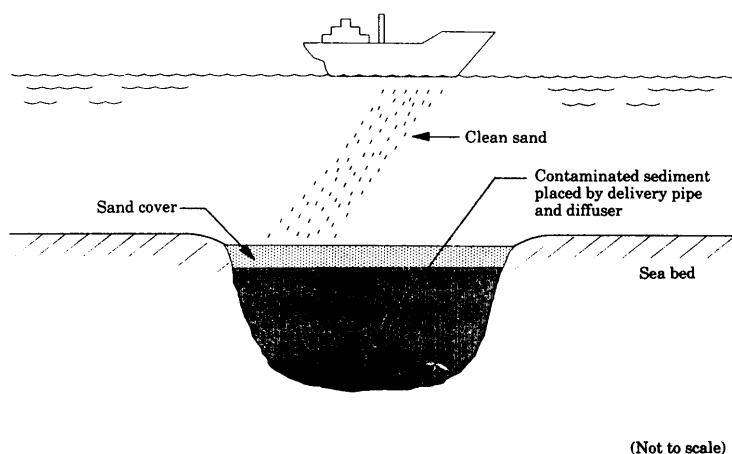


Figure 4 : Représentation schématique d'un dépôt en mer avec *in situ capping* (Lau et Rootham, 1993).

Dans tous les cas, il n'existe que très peu de solutions au stockage des sédiments dragués en milieux urbanisés (Austin, 1995 ; Michelsen, 1998), et souvent, des campagnes de dragage ont été retardées voire suspendues par manque de site de dépôt. Les volumes dragués en arrivent à diminuer année après année (Wakeman et Themelis, 2001).

Les dépôts destinés à accueillir des matériaux de dragage se raréfiant, les méthodes alternatives comme le **recyclage** ou le **traitement** des MD sont, de plus en plus, un thème d'actualité (Blumel et Richwien, 1988 ; Carpenter *et al.*, 1997 ; Cauwenberg *et al.*, 1998 ; Chui et Tay, 1997 ; Cuypers *et al.*, 1998 ; Fernandy-van Vlerken, 1998 ; Hauge *et al.*, 1998 ; Koethe, 1995 ; Muller et Pluquet, 1998 ; Rulkens *et al.*, 1998 ; Stokman et Bruggeman, 1995 ; Troalen *et al.*, 1997). Mais les matériaux de dragage sont humides (~50 % d'humidité en moyenne sur le bassin de la Seine – données moyennes sur les campagnes avant dragage 1996, 1999, 2000). Cette teneur en eau pose un réel problème, au même titre que les boues de station d'épuration, pour ce qui concerne leur traitement (de Maeseneer, 1997). Il est par conséquent très fréquent que les sédiments, une fois dragués, soient déshydratés afin que ceux-ci puissent être revalorisés ou dépollués (Mulligan *et al.*, 2001).

Le **pré-traitement** avant mise en dépôt, par exemple, permet d'utiliser une partie des matériaux traités et de réduire les quantités déposées. L'une des méthodes les plus viables économiquement actuellement est la séparation physique qui consiste à séparer les matériaux de granulométrie grossière des matériaux fins (ceux-ci étant considérés comme retenant potentiellement plus de polluants) (Koethe, 1995). Cette technique permet de valoriser, après séparation par hydrocyclonage, la fraction grossière pour remblais ou autres utilisations, comme matériau de construction. La fraction fine est, quant à elle, redirigée vers un circuit classique de gestion des MD contaminés.

Certains auteurs proposent d'autres alternatives. C'est le cas de Clausse C., Ingénieur agronome, qui a supervisé une expérience de dépollution de sol contaminé par des MD provenant de canaux du Nord de la France. Ces matériaux, chargés en métaux et substances organiques, étaient, par le passé, épandus sur d'anciennes terres agricoles. Les sols étaient susceptibles d'être pollués à leur tour et par conséquent les nappes phréatiques et les rivières. Du fait du transfert des polluants dans la chaîne alimentaire, la culture de ces terres est une solution à rejeter. La sylviculture a ainsi été choisie pour dépolluer ces terres tout en assurant

à son exploitant un revenu. En effet, la culture de saules est un moyen performant pour assécher le milieu, stabiliser le sol et dépolluer les sites contaminés (Peignen-Séraline, 1998).

1.3.1. Différents types de dépôt de matériaux de dragage

1.3.1.1 Les dépôts en mer

Comme indiqué précédemment (I.3), le dépôt en mer est souvent considéré comme la meilleure solution pour accueillir les MD, ceci en raison de la grande capacité des fonds marins à accueillir les matériaux (Pollice *et al.*, 1996). Cependant, cette solution doit être évitée, dans la mesure du possible, lorsque les MD sont impropres et en particulier dans les environnements qui favorisent leur dispersion, les effets éventuels allant de la turbidité au recouvrement d'organismes vivants. La recherche du site de dépôt doit tenir compte des usages légitimes de l'eau et minimiser les éventuels effets nocifs. Diverses options de gestion peuvent être retenues en vue de réduire les effets nocifs potentiels : choix de la technique et/ou de la période de dépôt, utilisation de fosses naturelles ou artificielles, recouvrement des MD avec des sédiments peu ou pas contaminés ou encore avec des membranes (*in situ* capping) (Vellinga, 1998). Ce dernier mode de dépôt en mer est potentiellement une méthode économique et efficace de gérer les MD contaminés (Palermo, 1998).

1.3.1.2 Les dépôts terrestres non confinés

Ces sites de dépôt peuvent consister en un bassin creusé à même la terre sans étanchéité particulière. Ce type de site destiné à accueillir des MD non pollués, doit être situé à plus de 200 m des habitations, dans une zone non inondable, facile d'accès et la plus proche possible du site curé afin de faciliter le transport des sédiments. La recherche d'un tel site de dépôt doit faire l'objet d'une étude de l'impact de ces bassins sur l'environnement. Un projet d'aménagement paysager et d'utilisation future du site doit également être prévu (Pôle de compétences sur les sites et sols pollués, 2000). Le principal risque lié à ce type de dépôt est la possibilité de pénétration des contaminants dans la chaîne alimentaire par voie terrestre ou dans les eaux souterraines et/ou de surface (Figure 5).

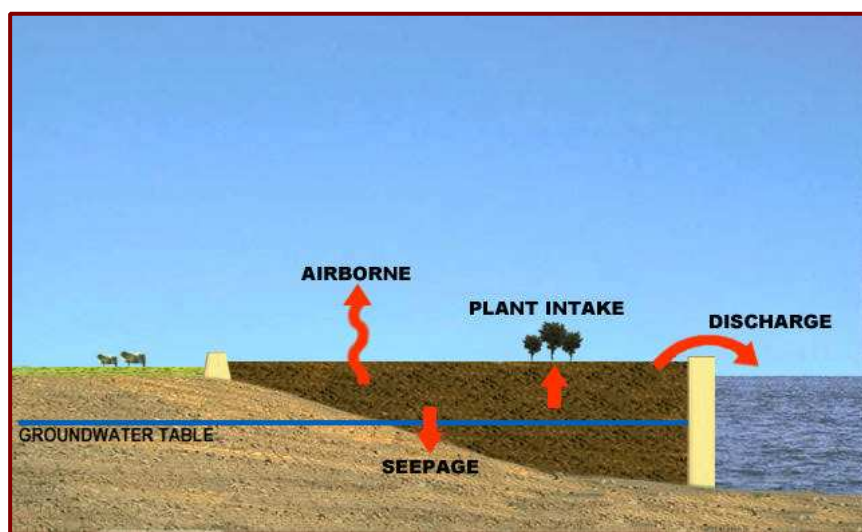


Figure 5 : Voies de mobilisation des contaminants au sein d'un site de dépôt non confiné (Tanal, 2001).

De même, la disponibilité limitée de sites adéquats constitue un inconvénient majeur (Norman *et al.*, 1997). C'est toutefois ce type de dépôts qui est utilisé pour accueillir les MD du bassin de la Seine.

I.3.1.3 Les dépôts terrestres confinés

Dans la littérature, ils sont référencés comme *Confined Disposal Facilities* (CDF) : ils constituent l'une des options qui permettent la gestion de MD contaminés (Vellinga, 1998). Ces dépôts sont généralement des sites endigués en milieu aquatique constituant des péninsules artificielles totalement isolées de leur environnement (Figure 6).



Figure 6 : Vue aérienne du site de stockage confiné de IJsseloog en Hollande (Laboyrie, 2001).

La surface endiguée est recouverte d'une membrane étanche (généralement une géomembrane) et les eaux d'infiltration sont recueillies et traitées à mesure que le site est remblayé (Pollice *et al.*, 1996). La tendance d'une majorité des polluants à adhérer aux fractions fines et à s'immobiliser en milieu restreint est un avantage dans le cas de ces dépôts. En effet, dans les CDF, les MD contaminés sont stockés dans un milieu pauvre en O_2 et ainsi, les contaminants sont retenus et rendus moins disponibles pour l'environnement. De plus, les CDF empêchent physiquement la dispersion des MD remis en suspension lors de la mise en dépôt. Un système de déversoirs, ou éclusettes (Figure 7) permet d'assurer la décantation des eaux associées au dragage avant leur retour aux eaux naturelles. Il faut toutefois noter que les divers facteurs tels que le vent, les ondes de surface ou les courants empêchent en général le dépôt de la totalité des particules (Norman *et al.*, 1997).

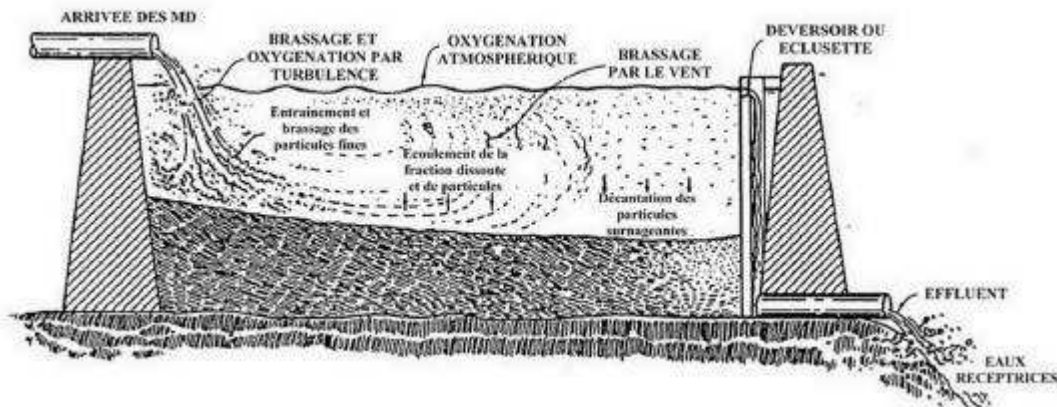


Figure 7 : Représentation schématique d'un site de stockage confiné ou CDF (Norman *et al.*, 1997)

Cependant, la communauté scientifique ainsi que les associations internationales traitant des problématiques liées au dragage s'accordent à dire que la solution à long terme n'est pas la mise en dépôt mais bel et bien la **réduction de la pollution à la source**. La diminution de la pollution des sédiments et donc de la contamination de la faune et la flore aquatique réduirait proportionnellement les mises en dépôt confiné qui sont coûteuses tant en raison des technologies utilisées qu'en raison du suivi de ces sites. Malheureusement, il s'agit là d'une tâche difficile puisque beaucoup de sources de pollution, comme par exemple les débordements d'égouts ou les déversements sauvages, restent incontrôlables (Wakeman et Themelis, 2001).

I.3.1.4 Impact environnemental de la mise en dépôt

Pendant des années, la solution aux problèmes de pollution par les MD était leur mise en dépôt en eau, parce que ce mode de gestion avait peu ou pas du tout d'impact sur l'environnement. En effet, la solution à la pollution est la dilution était une valeur admise. A ce jour, de telles idées ne sont plus d'actualité et ne sont plus adaptées aux exigences de la protection globale de l'environnement. Ceci ne signifie pas que toutes les activités de dragage et de mise en dépôt de MD aient des impacts environnementaux négatifs, mais simplement que l'autorité compétente doit examiner tout impact chimique et biologique potentiel avant chaque prise de décision (Malherbe, 1991).

Les principaux processus générateurs d'impacts potentiels sont (Vellinga, 1998) :

- Le transport des contaminants par diffusion/dispersion,
- La mobilité/fixation des contaminants,
- La dégradation des contaminants,
- L'eau rejetée/transport par advection des contaminants.

Les vecteurs de risque possibles sont :

- Les effluents des sites de dépôt (durant et après la mise en dépôt),
- Le transport des contaminants vers les nappes phréatiques et les eaux de surface voisines,
- L'absorption par la faune et la flore,

- Les émissions de poussières et de gaz,
- L'effouillement.

I.3.1.5 Impact sur la qualité de l'eau

❶ Impact physique

Dans les régions à forte densité de population, la mise en dépôt est rendue délicate en raison des risques environnementaux de cette pratique (Cauwenberg *et al.*, 1998). Par exemple, le dragage hydraulique conduit à la manipulation et la mise en dépôt de MD fortement dilués. Cette méthode conduit à une augmentation des concentrations en MES à proximité directe du site de dépôt (Radenac *et al.*, 1997).

Un autre phénomène physique se produit, cette fois à l'interface eau-sédiment, il s'agit du phénomène de diffusion moléculaire. Il se produit lorsqu'il existe un gradient en élément dissous dans l'eau interstitielle du sédiment et la colonne d'eau. La diffusion moléculaire entraîne alors la migration de l'élément dissous depuis l'eau interstitielle vers la colonne d'eau. Ces flux de diffusion peuvent être calculés grâce à la loi de Fick :

$$F_d = - D_s (dC/dz)$$

Avec F_d = flux de diffusion, en $\text{mg}/\text{cm}^2/\text{s}$
 D_s = coefficient de diffusion, en cm^2/s
 dC/dz = gradient de concentration à l'interface, en mg/cm^4

Krom et Berner (1980) ont calculé D_s à partir du coefficient de diffusion dans une solution diluée à l'infini D_0 , pour un sédiment de porosité Φ et un facteur de correction F :

$$D_s = D_0 / (\Phi.F)$$

Avec $F = 1,28 \Phi^{-2}$
 D_0 (cm^2/s) est à déterminer pour chaque espèce avec les abaques de Li et Gregory et est fonction de la température T

Par exemple, dans le cas de l'ammonium, $D_0 = (19,8 + 0,4 (T - 25)).10^{-6}$ avec T en $^{\circ}\text{C}$. L'ammonium est effectivement un ion rencontré à des concentrations souvent élevées dans les eaux interstitielles des sédiments (40 mg/L dans des sédiments de Seine à Porcheville) (Garban *et al.*, 1995). Les apports en nutriments, tels que l'ammonium, par diffusion ou par d'autres phénomènes comme l'ammonification contribuent aux phénomènes d'eutrophisation qui affectent alors les sites de dépôt.

❷ Relargage de polluants

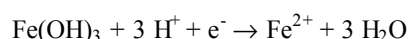
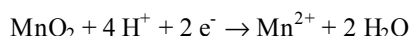
Le stockage à long terme des MD peut entraîner une mobilisation des polluants adsorbés sur les matériaux remis en suspension vers les eaux de surface et les eaux de nappes adjacentes (Gupta *et al.*, 1980 ; Stokman et Bruggeman, 1995). La mobilisation des métaux trace dans le site de dépôt peut se produire, suite à des variations des conditions physico-chimiques, et en

particulier durant l'oxydation des sédiments anoxiques, et lors des phénomènes de remise en suspension qui ont lieu au cours de la mise en dépôt. Cette mobilisation dépend, dans le cas des métaux, de la phase géochimique à laquelle est associé le polluant (spéciation), et le rôle des oxydes de fer dans leur distribution est prépondérant (Giani *et al.*, 1994). Les facteurs qui influencent la disponibilité des métaux dans ce cas sont (Combs *et al.*, 1982) :

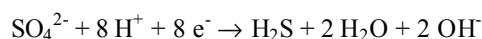
- La précipitation de sulfures insolubles en milieu réducteur,
- L'adsorption des métaux ou la co-précipitation d'hydroxydes de fer et de manganèse colloïdaux en conditions oxydantes,
- La précipitation de métaux sous la forme de carbonates, oxydes ou hydroxydes, partiellement solubles à des pH plus élevés,
- La complexation des métaux avec des matières humiques insolubles.

Dans le cas d'un sédiment anoxique riche en sulfures (S^{2-}), les métaux lourds ne sont pas considérés comme disponibles, car les ions métalliques sont solidement complexés ou précipités avec S^{2-} ou HS^- . Cependant, des sédiments contaminés en métaux lourds peuvent se comporter comme de véritables « bombes à retardement » en cas d'augmentation des conditions rédox (exposition du sédiment à une eau de surface riche en oxygène ou directement à l'air). Dans ces conditions, qui se produisent notamment lors de la mise en dépôt, les métaux sont relargués dans l'eau sous des formes plus facilement bio-assimilables (Forstner et Calmano, 1998).

Les hydroxydes de fer et oxydes de manganèse sont présents dans les zones aérobies (comme dans la colonne d'eau ou les milieux artificiellement oxygénés) sous la forme MnO_2 et $Fe(OH)_3$. Ces deux espèces chimiques sont insolubles et précipitent facilement. Après avoir épuisé le milieu en oxygène puis en azote nitrique, les bactéries utilisent le manganèse puis le fer comme oxydant pour dégrader la matière organique. Les oxydes de manganèse et hydroxyde de fer sont alors réduits en Fe^{2+} et Mn^{2+} :



Alors qu'ils sont insolubles à l'état oxydé, fer et manganèse sont solubles à l'état réduit. Les métaux lourds co-précipités ou adsorbés sont alors libérés dans les eaux interstitielles. Les ions métalliques peuvent être précipités, principalement sous forme de sulfures, dans des eaux anoxiques, ou comme carbonates, si le milieu est moins réducteur. Si les sédiments sont à nouveau oxydés, comme dans le cas du dragage et de la mise en dépôt, les sulfures se transforment alors en sulfates, libérant aussitôt les métaux associés (Bussy, 1996 ; Moneron, 1999). Après consommation des oxydes de manganèse et hydroxydes de fer, les sulfates sont utilisés comme oxydants pour la dégradation de la matière organique. Les sulfates sont alors réduits en sulfure d'hydrogène. Ce produit de réaction est toxique en grande quantité pour les plantes et les microorganismes. Cette réaction de sulfato-réduction se produit en milieu anaérobie grâce à des bactéries comme les *désulfovibrio* :



Dans le cas où le site de dépôt n'est pas étanche, les métaux présents dans les MD peuvent être lixiviés dans les eaux de drainage du fait de leur complexation avec des fractions organo-

solubles ou de la solubilisation des espèces métalliques associées à la matière organique particulaire, au CaCO_3 ou aux oxydes de fer et manganèse, ce qui peut entraîner par exemple une contamination des eaux de nappe ou de surface dans le dépôt (Combs *et al.*, 1982).

Au cours de la remise en suspension entraînée par le dragage ou la mise en dépôt des MD, des études ont montré que le comportement des polluants organiques se révélait complètement différent de celui des métaux lourds. L'émission des polluants organiques peut se calculer dans la phase dissoute à partir des MD apportés dans le milieu et des constantes d'équilibre. Concernant les relargages de métaux lourds, le calcul est beaucoup plus complexe dans la mesure où les liaisons des métaux avec les particules dépendent d'autres processus et de la présence d'autres composés comme les sulfures (Stokman et Bruggeman, 1995).

③ Diagenèse

La diagenèse regroupe l'ensemble des phénomènes qui se déroulent au sein des sédiments après la déposition des matières en suspension mais aussi pendant leur sédimentation. La minéralisation est l'une des étapes de la métamorphose des solides et en particulier de leur composante organique. Les MD contiennent souvent de grandes quantités de matières organiques dégradables. L'oxydation de la matière organique particulaire se produit en trois phases (Bussy, 1996) :

- Les matériaux labiles sont hydrolysés et oxydés près de l'interface eau-sédiment, pendant des périodes de un mois à plusieurs années,
- Les matériaux plus résistants sont attaqués plus profondément dans les sédiments par des processus s'accomplissant sur une ou plusieurs décades,
- Les matériaux résistants, généralement de type humique, sont transformés pour aboutir aux carburants fossiles après plusieurs millions d'années.

En milieu anaérobie, comme c'est le cas dans les sédiments, en particulier en milieu urbain, les composés organiques complexes sont tout d'abord décomposés en graisses, sucres et protéines, qui eux mêmes sont transformés en acides aminés, glucose, acides gras etc. Certaines bactéries anaérobies sont capables de transformer directement ces composés en H_2 , CO_2 et CH_3COOH alors que d'autres bactéries (bactéries acétogéniques) nécessitent une étape intermédiaire au cours de laquelle des acides organiques à longue chaîne et alcools sont produits. Les bactéries méthanogéniques sont alors capables d'utiliser le H_2 , le CO_2 et CH_3COOH pour produire du CO_2 et du CH_4 (Figure 8). Nous notons également sur ce schéma que ce processus de dégradation anaérobie entraîne la production de NH_4^+ , HPO_4^{2-} et H_2S (Stegmann et Krause, 1988).

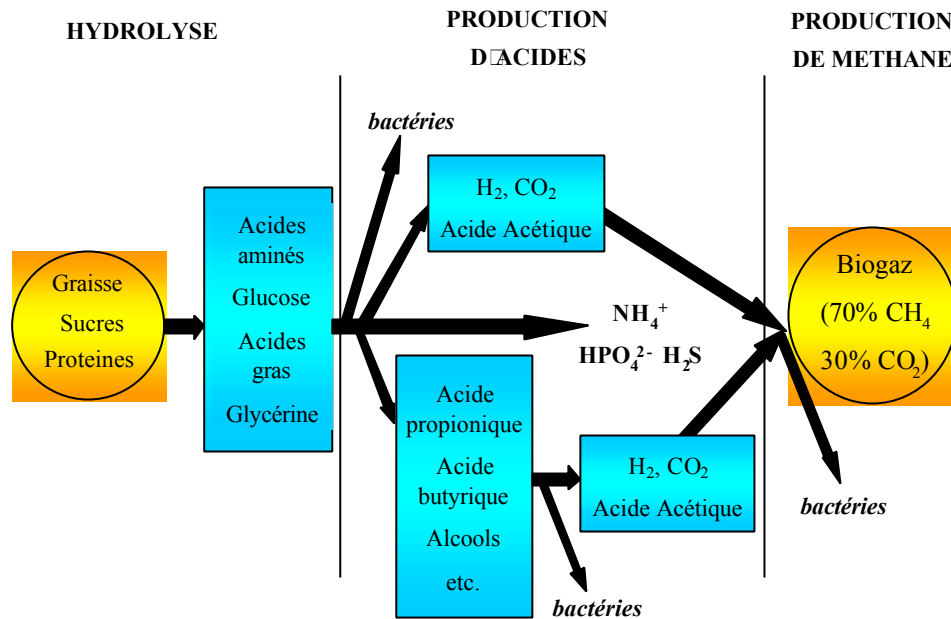


Figure 8 : Schéma des processus de dégradation anaérobie (d'après Stegman et Krause, 1988)

Ce processus de diagenèse entraîne des changements au niveau des concentrations en différentes substances dans les eaux interstitielles. La diagenèse a effectivement un impact significatif sur les paramètres environnementaux tels que le pH, le potentiel redox, la présence de carbonates, sulfures et certains complexes comme par exemple les substances humiques. Le phénomène de diagenèse a donc un effet sur les émissions de polluants vers les eaux en contact avec le dépôt (Nijssen *et al.*, 1998).

La minéralisation de la matière organique par les micro-organismes décomposeurs correspond à une oxydation dégradative. C'est un processus consommateur d'oxygène et producteur d'azote, et de phosphate, généralement sous la forme de NH₄⁺ et de HPO₄²⁻. En milieu oxygène, l'ammonium est ensuite oxydé en nitrite puis en nitrate par le processus de nitrification (Figure 9) (Morin et Morse, 1999).

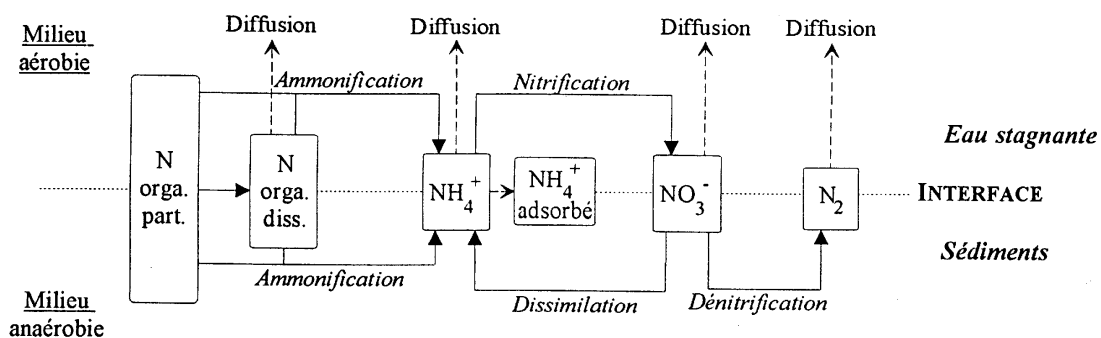


Figure 9 : Cycle de l'azote à l'interface eau stagnante-sédiment

Pour ce qui concerne le phosphore (voir cycle du phosphore Figure 10), les effets de l'activité biologique sur la mobilité de cet ion ont été remarquées à l'interface eau-sédiment : d'importants relargages de phosphore ont été observés (Garban *et al.*, 1995).

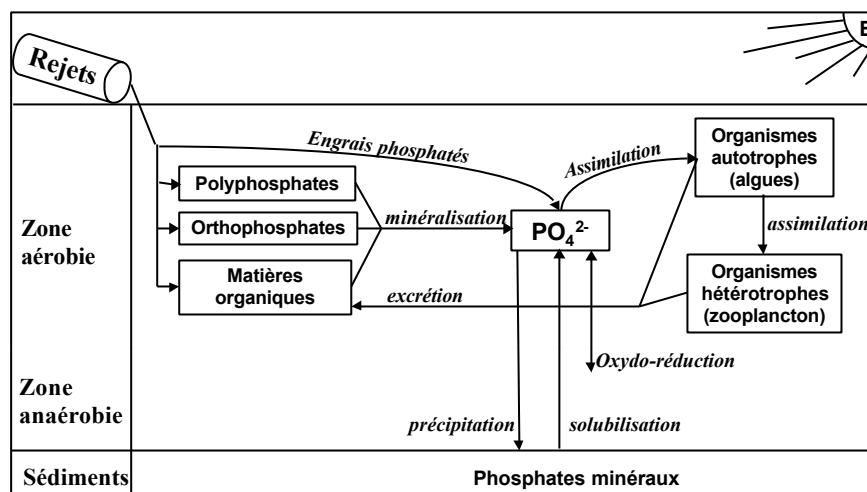


Figure 10 : Cycle du phosphore (Champiat et Larpent, 1988)

④ Compaction

Le phénomène de **compaction** est induit par la poussée résultant du poids des MD déposés. Cette compaction a pour conséquence d'expulser mécaniquement les eaux interstitielles. Nijssen et ses collaborateurs ont montré, après une étude d'impact, que ces eaux avaient tendance, pour la majorité, à migrer vers le haut, une plus petite quantité migrant quant à elle vers le bas (100 mm par an pendant les 30 premières années puis de 20 mm les années suivantes), alors qu'une infime quantité des eaux interstitielles migrait latéralement au sein du dépôt (Nijssen *et al.*, 1998). Les mouvements d'eaux interstitielles attendus dans les sites de dépôt sont donc essentiellement des mouvements vers les eaux de surface, et plus modérément vers les eaux de nappe sous-jacente au site de dépôt.

I.3.1.6 Impact sur la vie aquatique

Il est désormais acquis que les risques associés aux polluants bio-accumulables (tels les organochlorés, PCBs ou autres) doivent être pris en considération lors des évaluations concernant les alternatives de mise en dépôt des MD. La bio-accumulation, niveau trophique après niveau trophique, représente effectivement une des sources les plus importantes d'incertitude dans les études de détermination des risques. En effet, l'accumulation de polluants dans les tissus des organismes aquatiques peut entraîner des effets indésirables sur les organismes eux-mêmes mais aussi chez les récepteurs se situant à des niveaux trophiques supérieurs (Linkov *et al.*, 2001).

Les opérations de dragage et de mise en dépôt peuvent ainsi affecter l'équilibre précaire des écosystèmes de plusieurs manières (Malherbe, 1991) :

- une augmentation de la turbidité de l'eau qui entraîne une limitation de la photosynthèse,
- une augmentation de la biodisponibilité de composés tels que les nutriments ou les polluants présents dans la couche supérieure des sédiments par remobilisation,
- une modification de la composition des sédiments influençant ainsi la vie benthique,

- une augmentation du stress sur les organismes aquatiques due aux manœuvres de mise en dépôt ,
- une modification de la concentration en oxygène (matière organique) et en nutriments (N, P, ...).

En effet, la mobilisation et la bio-disponibilité des polluants liés aux MD peuvent être altérées par des facteurs physiques, chimiques et/ou biologiques pendant et après les opérations de dragage (Combs *et al.*, 1982).

Les polluants présents dans les sédiments peuvent menacer la micro-faune mais aussi les différents types de vers, crustacées ou larves d'insectes qui vivent directement au contact de ces matériaux. Ces polluants sont soit ingérés ou adsorbés par contact dermique, soit ils peuvent être relargués dans la colonne d'eau. Les petits organismes sont consommés par les poissons, eux-mêmes consommés par des espèces de plus grande taille et l'homme. Le phénomène de bio-accumulation le long de la chaîne trophique est actuellement reconnu (Mulligan *et al.*, 2001).

De plus, l'augmentation des concentration en MES, ici induites par le dragage ou la mise en dépôt, au delà d'un seuil qui s'élève à 75 mg/L (Rodier *et al.*, 1996), entraîne la réduction de certaines activités physiologiques comme la filtration ou l'absorption pour les organismes filtreurs et entraîne ainsi une diminution du taux de croissance de ces individus (Radenac *et al.*, 1997).

Les rejets d'eaux usées urbaines et d'effluents agricoles et industriels à haute teneur en composés organiques, phosphate, nitrate et ammoniacque constituent la source la plus ancienne et la plus généralisée de risque pour la qualité des eaux de surface et des sédiments. En effet, dès que le système aquatique n'est plus en mesure d'oxyder ces éléments, l'**eutrophisation** incontrôlée survient et la faune aquatique meurt par manque d'oxygène (Norman *et al.*, 1997). C'est ce qui peut se produire au sein même d'un site de dépôt accueillant des MD riches en nutriments.

I.4. Etat de l'art en France

Le volume à draguer annuellement en France est estimé à 9 millions de m³ pour les seules eaux douces (Babut *et al.*, 2001). D'après un rapport du Comité Technique National sur la Gestion des Sédiments, sur ces 9 millions de m³ à draguer pour le dragage d'entretien, 6 millions sont effectivement extraits. Le devenir de ces MD est le suivant (Bogusz et Pavageau, 1999) :

- 70 % de ces matériaux sont mis en dépôt ou en cordon sur berge (technique du régalage utilisée traditionnellement dans le Nord de la France),
- 10 % sont valorisés en travaux publics,
- 7 % sont épandus sur les terres agricoles,
- le solde connaît diverses destinations comme le clapage en mer, l'utilisation comme remblais, l'inertage...

Pendant de nombreuses années en France, les connaissances fondamentales et pratiques concernant la gestion des sédiments contaminés ont été très faibles. Cette pauvreté était essentiellement due au manque de demande de la part des maîtres d'ouvrage, puisque les dragages étaient réalisés sans préoccupation environnementale. De plus, l'inexistence d'une réglementation adaptée (I.1.2.3) a scellé, dans la majorité des cas, l'échec de toute tentative de gestion raisonnée des sédiments contaminés.

Le **Comité Technique National sur la Gestion des Sédiments**, mis en place par le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, travaille donc à l'amélioration de cette situation en associant de nombreux partenaires en réalisant de nombreuses études. Le travail du comité devra aboutir à une proposition réaliste, opérationnelle et pragmatique de modification de la réglementation actuelle en matière de curage. Le domaine réglementaire reste donc une priorité. Les aspects techniques et financiers font également partie des thématiques de travail. Un état des lieux de l'avancement des travaux du comité et du Pôle de Compétences des Sites et Sols Pollués est présenté dans le Tableau 14.

Tableau 14 : Liste des études de la thématique "Sédiments" menées au sein du Comité National Technique sur la Gestion des Sédiments pollués et du Pôle de Compétences des Sites et Sols Pollués

Titre de l'étude	Date de fin d'étude
Enlèvement des sédiments, guide méthodologique Faut-il curer ? Pour une aide à la prise de décision (disponible sur www.eau-artois-picardie.fr)	Avril 98
Etude sur la réglementation des boues et sédiments toxiques des cours d'eau en droit français et en droit comparé	Octobre 97
Décontamination de sédiments chargés en métaux lourds à l'aide de macrophytes (jacinthe d'eau)	Décembre 96
Etude des performances de trois solutions de traitement des sédiments pollués provenant du port du Dragon à Wasquehal (Nord)	Octobre 97
Etude des risques pour la santé humaine liés au projet d'aménagement en aire récréative du terrain de dépôt n°6 des Voies Navigables de France à Deulémont (Nord)	1999
Etude de la migration des contaminants toxiques des sédiments sur un site expérimental instrumenté	Novembre 97
Curage et devenir des boues : approche réglementaire	Octobre 97
Etude détaillée des risques de réhabilitation de la Scarpe Moyenne	Juin 99
Etude de diagnostic sur 3 sites de dépôt de curage sur le domaine des Voies Navigables du Nord-Pas de Calais (VNF)	Septembre 99
Biosolubilisation des métaux lourds à partir de sédiments pollués	Fin 2000
Elaboration d'un guide méthodologique et d'un cahier des charges d'évaluation détaillée des risques liés à la gestion des sédiments et aux opérations de curage	Début 2001
Canaux, cours d'eau, fossés, plans d'eau : méthodologie de caractérisation des sédiments en vue d'un curage	Décembre 2001
Etude de la migration et de la remobilisation des contaminants sur un bief de la Scarpe Inférieure	En cours
Définition d'un sédiment non pollué	En projet
Etude de la dépollution des sols par des taillis à courte rotation sur le site de dépôt de sédiments de curage n°2 à Deulémont	Décembre 2001
Etude de filières de production agricole non alimentaire sur sédiments pollués ou sols pollués par des dépôts de sédiments	Septembre 2000
Etablissement d'une banque de données sur les curages (référentiel passé, présent, futur)	En projet

Titre de l'étude	Date de fin d'étude
Historique national des curages et perspectives des opérations de curage	Fin 2001
Inventaire détaillé des méthodes de curage, de traitement et des usages possibles des sédiments pollués	Fin 2001

Les axes principaux d'intervention sont donc les suivants :

- une réglementation pragmatique avec recherche de solutions transitoires,
- une programmation concertée des opérations de dragage et de curage avec mise à disposition de moyens financiers adéquats,
- l'intégration de la dimension aménagement du territoire dans la gestion des sédiments,
- la recherche de solutions techniques de gestion des sédiments écologiquement satisfaisantes et financièrement supportables,
- le développement d'outils pratiques de décision,
- l'extension d'études permettant de conforter des hypothèses et d'asseoir des données de base,
- la structuration et mise à disposition de moyens de communication adéquats entre les acteurs,
- la promotion et information sur les actions au-delà des intervenants,
- la veille technique, administrative et financière,
- la présence sur la scène internationale renforcée

Au cours de ce travail, nous nous intéresserons plus précisément au cas du bassin de la Seine et d'un site de dépôt en eau (l'étang du Rouillard) qui accueille les MD issus du curage de ce bassin. Un suivi de ce site et l'étude des processus intervenant dans les transferts de polluants lors de la mise en dépôt des MD apportera des informations permettant de contribuer à la mise en place d'une nouvelle réglementation sur la gestion des MD contaminés.

I.5. Bibliographie

Agostini R., Pavageau P. et Verley F. (1997), "Curage et devenir des boues, approche réglementaire", *Pôle de compétences Régional Nord-Pas-de-Calais sur les sites et sols pollués, thématique 'Sédiments toxiques'*, pp.68.

Ahlf W. et Forstner U. (2001), "Managing contaminated sediments. I. Improving chemical and biological criteria", *Journal of Soils and Sediments*, **1**, (1), pp.30-36.

Almeida M. S. S., Borma L. S. et Barbosa M. C. (2001), "Land disposal of river and lagoon dredged sediments", *Engineering Geology*, **60**, pp.21-30.

Andersen H. V., Kjolholt J., Poll C., Dahl S. O., Stuer-Lauridsen F., Pedersen F. et Bjornestad E. (1998), "Environmental risk assessment of surface water and sediments in Copenhagen Harbour", *Water Science and Technology*, **37**, (6-7), pp.263-272.

Ausili A., Mecozzi M., Gabellini M., Ciuffa G. et Mellara F. (1998), "Physico chemical characteristics and multivariate analysis of contaminated harbour sediment", *water Science and Technology*, **37**, (6-7), pp.131-139.

Austin T. (1995), "A second life for dredged material", *Civil Engineering*, **65**, (11), pp.60-63.

Babut M. (1998), "Contribution à la détermination de seuils de gestion des matériaux de dragage à l'aide d'essais de toxicité et de lixiviation, application dans le cadre du projet d'approfondissement de la Moselle entre Richemont et Frouard", Agence de l'eau Rhin-Meuse.

Babut M., Bedell JP, Bray M., Clement B., Devaux A., Delolme C., Durrieu C., Garric J., Montuelle B., Perrodin Y. et Vollat B. (2001), "Evaluation écotoxicologique de sédiments contaminés ou de matériaux de dragage", Ministère de l'équipement, Voies Navigables de France, CETMEF.

Besser J. M., Giesy J. P., Kubitz J. A., Verbrugge D. A., Coon T. G. et Emmett Braselton W. (1996), "Assessment of sediment quality in dredged and undredged areas of the Trenton Channel of the Detroit River, Michigan USA, using the sediment quality triad.", *Journal of Great Lakes Research*, **22**, (3), pp.683-696.

Blumel W. et Richwien R. (1988), "Soil mechanical properties of sludge dredged from the port of Hamburg", *Contaminated Soil'88*, pp.1417-1419.

Bogusz D. et Pavageau P. (1999), "Etat actuel de la problématique au plan français", Comité Technique National sur la Gestion des Sédiments.

Boutouil M., Levacher D., Marot F., Conil P., Sanson P. et Troalen J. P. (1997), "Devenir des vases et boues de dragage : solidification et stabilisation" *International Symposium on Engineering Geology and the Environment*, Balkema, Rotterdam, **1**, pp 1635-1642.

Brannon J. M., Hoeppel R. E. et Gunison D. (1987), "Capping contaminated dredged material", *Marine Pollution Bulletin*, **18**, (4), pp.175-179.

Briche N., Dufrasse C., Flacquet-Lacoux V., Geai C., Le Fur J-P., Marotta K., Pavageau P. et Sarthou J-M. (1998), "Guide d'intervention pour la pratique des dragages", *Proposition du groupe de travail sur les dragages Voies Navigables de France*.

Bussy A.L (1996), "Mobilité des métaux dans un système fluvial urbain", Sciences et Techniques de l'Environnement, Université Paris XII-Val de Marne, Paris, 221p.

Carpenter B., Haltmeier R. et Wilde C. (1997), "Dredged sediment disposal : Sediment washing provides one solution", *Water Environment and Technology*, **9**, (11), pp.47-50.

Cataldo D., Colombo J. C., Boltovskoy D., Bilos C. et Landoni P. (2001), "Environmental toxicity assessment en the Parana river delta (Argentina) : simultaneous evaluation of selected pollutants and mortality rates of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) early juveniles", *Environmental Pollution*, **112**, pp.379-389.

- Cauwenberg P., Verdonckt F. et Maes A. (1998), "Flotation as a remediation technique for heavily polluted dredged material. 1. A feasibility study", *The Science of the Total Environment*, **209**, pp.113-119.
- Champiat D. et Larpent J.P. (1988), "Biologie des eaux, Méthodes et techniques", *Masson éditions*, Paris, 374p.
- Chapman P. M., Ho K. T., Munns W. R., Solomon K. et P. Weinstein M. (2002), "Issues in sediment toxicity and ecological risk assessment", *Marine Pollution Bulletin*, **article in press**, pp.8.
- Chassard-Bouchaud C. (1995), "L'écotoxicologie", *Presses Universitaires de France éditions*, Paris, collection 124p.
- Chui P. C. et Tay J. H. (1997), "Non-conventional construction materials from dredging spoils", *Environmental Monitoring and Assessment*, **44**, pp.285-294.
- Combs S. M., Dowdy R. H., Gupta S. C., Larson W. E. et Gast R. G. (1982), "Chemical properties and mineralogical characteristics of selected dredged material", *Journal of Environmental Quality*, **11**, (2), pp.255-261.
- Cuypers M. P., Grotenhuis J. T. C. et Rulkens W. H. (1998), "Characterisation of PAH-contaminated sediments in a remediation perspective", *Water Science and Technology*, **37**, (6-7), pp.157-164.
- de Maeseneer J. L. (1997), "Constructed wetlands for sludge dewatering", *Water Science Technology*, **35**, (5), pp.279-285.
- Ellery W. N. et Mc Carthy T. S. (1998), "Environmental change over two decades since dredging and excavation on the lower Boro River, Okavango Delta, Botswana.", *Journal of Biogeography*, **25**, pp.361-378.
- Fernandy-van Vlerken M. M. A. (1998), "Chances for biological techniques in sediment remediation", *Water Science and Technology*, **37**, (6-7), pp.345-353.
- Fioole A., Houwing E-J. et van der Heijdt L. M. (1998), "Surfis : a tool for designing and optimizing dredging schemes", *Water Science Technology*, **37**, (6-7), pp.103-107.
- Forstner U. et Calmano W. (1998), "Characterisation od dredged materials", *Water Science Technology*, **38**, (11), pp.149-157.
- Fredette T. J., Germano J. D., Carey D. A., Murray P. M. et Kullberg P. G. (1992), "Chemical stability of capped dredged material disposal mounds in Long Island Sound, USA", *Chemistry and Ecology*, **7**, pp.173-194.
- Garban B., Ollivon D., Poulin M., Gaultier V. et Chesterikoff A. (1995), "Exchanges at the sediment-water interface in the river Seine, downstream from Paris", *Water Research*, **29**, (2), pp.473-481.

- Giani M., Gabellini M., Pellegrini D., Costantini S., Beccaloni E. et Giordano R. (1994), "Concentration and partitioning of Hg, Cr, and Pb in sediments of dredge and disposal sites of the northern Adriatic Sea", *The Science of the Total Environment*, **158**, pp.97-112.
- Groot S. J. (1996), "The physical impact of marine aggregate extraction in the North Sea.", *ICES Journal of Marine Science*, **53**, pp.1051-1053.
- Gruiz K., Muranyi A., Molnar M. et Horvath B. (1998), "Risk assessment of heavy metal contamination in Danube sediments from Hungary", *Water Science and Technology*, **37**, (6-7), pp.273-281.
- Gupta S. C., Larson W. E., Gast R. G. et Combs S. M. (1980), "Potential use of dredged material to improve marginal agricultural soils: I. Physical properties and plant growth", *Journal of Environmental Quality*, **9**, (4), pp.653-660.
- Hakstege A. L., Heynen J. J. M., Eenhoorn J. K. et Versteeg H. P. (1998), "Strategies for management of contaminated sediments within the Meuse River-System", *Water Science and Technology*, **37**, (6-7), pp.419-424.
- Harvey B. C. et Lisle T. E. (1998), "Effects of suction dredging on streams : a review and an evaluation strategy", *Fisheries Habitat*, **23**, (8), pp.8-17.
- Hauge A., Konieczny R. M., Halvorsen P. O. et Heikum A. (1998), "Remediation of contaminated sediments in Oslo harbour, Norway.", *Water Science Technology*, **37**, (6-7), pp.299-305.
- Johnson K. et Wilde C. L. (2001), "Venice lagoon sediment treatment -oral presentation-" EPA headquarters, Region 2.
- Koethe H. (1995), "Management of contaminated dredged material in the Federal Republic of Germany" *International Conference Sediment Remediation ' 95 (8-10 mai 1995)*, Windsor, Ontario, Canada, **89**, pp 55-67.
- Krom M. D. et Berner R. A. (1980), "The diffusion coefficients of sulfate, ammonium and phosphate ions in anoxic marine sediments", *Limnology and Oceanography*, **25**, pp.327-337.
- Kwon Y. T. et Lee C. W. (1998), "Application of multiple ecological risk indices for the evaluation of heavy metal contamination in a coastal dredging area", *The Science of the Total Environment*, **214**, pp.203-210.
- Laboyrie H. P. (2001), "Environmental guidelines for CDFs for contaminated dredged material -oral presentation-" *Conférence Internationale sur les sédiments contaminés*, Venise, Italie.
- Lau M. M. M. et Rootham R. C. (1993), "A strategy for the management of contaminated dredged sediment in Hong Kong", *Journal of Environmental Management*, **38**, pp.99-114.
- Lau S. S. S et Chu L. M. (1999), "Contaminant release from sediments in a coastal wetland", *Water Research*, **33**, (4), pp.909-918.

- Lewis M. A., Weber D. E., Stanley R. S. et Moore J. C. (2001), "Dredging impact on urbanized Florida bayou: effects on benthos and algal periphyton", *Environmental Pollution*, **115**, pp.161-171.
- Linkov I., von Stackelberg K. E., Burmistrov D. et Bridges T. S. (2001), "Uncertainty and variability in risk from trophic transfer of contaminants in dredged sediments", *the Science of the Total Environment*, **274**, pp.255-269.
- Malherbe B. (1991), "A case study of dumping of dredged material in open areas" *International Seminar on the Environmental Aspects of Dredging (nov-dec 1989)*, Nantes, France, **45**, pp 5-32.
- Michelbach S. et Wöhrle C. (1994), "Settleable solids from combined sewers : settling, stormwater treatment, and sedimentation rates in rivers", *Water Science and Technology*, **29**, (1-2), pp.95-102.
- Michelsen T. C. (1998), "Integration of sediment cleanup waterfront development, and habitat improvements through comprehensive port planning", *Water Science Technology*, **37**, (6-7), pp.443-450.
- Michelsen T. C., Boatman C. D., Norton D., Ebbesmeyer C. C. et Francisco M. D. (1998), "Transport of contaminants along the Seattle waterfront: effects of vessel traffic and waterfront construction activities", *Water Science and Technology*, **37**, (6-7), pp.9-15.
- Moneron C. (1999), "Processus biogéochimiques et transfert de nutriments à l'interface eau-milieu riverain. Application au cours amont de l'Essonne.", Sciences et Techniques de l'Environnement, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, 326p.
- Morin J. et Morse J. W. (1999), "Ammonium release from resuspended sediment in the Laguna Madre estuary", *Marine Chemistry*, **65**, pp.97-110.
- Muller I. et Pluquet P. (1998), "Immobilization of heavy metals in sediment dredged from a seaport by iron bearing materials", *Water Science and Technology*, **37**, (6-7), pp.379-386.
- Mulligan C. N., Yong R. N. et Gibbs B. F. (2001), "An evaluation of technologies for the heavy metal remediation of dredged sediments", *Journal of Hazardous Materials*, **85**, pp.145-163.
- Netzband A., Christiansen H., Maass B. et Werner G. (1998), "Relocation of dredged material from hamburg harbour in the river Elbe", *Water Science and Technology*, **37**, (3), pp.241-248.
- Nijssen J. P. J., Zwakhals J. W., Ammerlaan R. A. et Berger G. W. (1998), "Monitoring environmental effects in the Slufter, a disposal site for contaminated sludge", *Water Science and Technology*, **37**, (6-7), pp.425-433.
- Norman M., Francigues R., Van den Eede E. et Laboyrie H. P. (1997), "Manutention et traitement des matériaux de dragage contaminés provenant des ports et voies navigables intérieures "MDC", rapport du groupe de travail 17, volume 1", *Assotiation Internationale Permanente des Congrès de Navigation*, **93**, pp.80.

Palermo M. R. (1998), "Design considerations for in-situ capping of contaminated sediments", *Water Science Technology*, **37**, (6-7), pp.315-321.

Peignen-Séraline P. (1998), "La sylviculture pour dépolluer la terre", *Cultivar 'Mensuel'*, supplément au n° 451, pp.8-9.

Pôle de compétences sur les sites et sols pollués (2000), "Faut-il curer ? - pour une aide à la prise de décision -", *Enlèvement des sédiments - guide méthodologique -*, **4**, pp.31.

Pollice A., Chin PA. et Breslin VT. (1996), "Evaluation of available technologies for dredging and disposal of contaminated harbour sediments", *European Water Pollution Control*, **6**, (2), pp.34-44.

Radenac G., Miramand P. et Tardy J. (1997), "Search of impact of a dredged material disposal site on growth and metal contamination of *Mytilus edulis* (L.) in Charente-Maritime (France)", *Marine Pollution Bulletin*, **34**, (9), pp.721-729.

Ramade F. (1992), "Précis d'écotoxicologie", *Masson éditions*, Paris, collection 251p.

Rodier J., Bazin C., Broutin J.-P., Chambon P., Champsaur H. et Rodi L. (1996), "L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer", *Dunod éditions*, Paris, collection 8° 1383p.

Ruban V., Parlanti E., Riffé C., Ambles A., Six P. et Jambu P. (1998), "Migration of micropollutants in a dredging amended soil in Northern France", *Agrochimica*, **XLII**, (1-2), pp.59-71.

Rulkens W. H., Bruning H., Van Hasselt H. J., Rienks J., Van Veen H. J. et Terlingen J. P. M. (1998), "Design of a solvent extraction process for PAH-contaminated sediments: the wau-acetone process", *Water Science and Technology*, **37**, (6-7), pp.411-418.

Stegmann R. et Krause D. (1988), "Biogas production in dredged material", *Contaminated Soil'88*, K. Wolf, W. J. van den Brink, F. J. Colon editors, (Kluwer Academic Publishers), pp.1365-1374.

Stokman G. N. M. et Bruggeman W. A. (1995), "Cleaning of polluted sediment", *European Water Pollution Control*, **5**, (5), pp.25-30.

Tanal V. (2001), "Contaminated sediment CDFs : lessons learned from three case histories - oral presentation-" *Conférence Internationale sur les sédiments contaminés*, Venise, Italie.

Troalen JP., Duron C. et Hagnere C. (1997), "Caractérisation et traitement de vases d'estuaire" *International Symposium on Engineering Geology and the Environment*, Balkema, Rotterdam, **1**, pp 403-407.

USEPA (1998), "EPA's contaminated sediment management strategy", United states Environmental Protection Agency.

van Den Berg G. A., Meijers G. G. A., Van Der Heijdt L. M. et Zwolsman J. G. (2001), "Dredging related mobilisation of trace metals: a case study in the Netherlands", *Water Research*, **35**, (8), pp.1979-1986.

Vellinga T. (1998), "Guide de gestion des matériaux de dragage", *Association internationale de navigation*, suppl. au bulletin n° 97, pp.19.

Wakeman T. H. et Themelis N. J. (2001), "A basin-wide approach to dredged material management in New York/New Jersey Harbor", *Journal of Hazardous Materials*, **85**, pp.1-13.

II. Qualité des matériaux de dragage dans le bassin de la Seine

II.1. Dragage dans le bassin de la Seine

II.1.1. Les acteurs du dragage

Les Voies Navigables de France (VNF) sont un établissement public à caractère industriel et commercial qui a la charge de la gestion du Domaine Public Fluvial ainsi que de l'exploitation, de l'extension et de l'entretien des voies navigables. VNF est donc responsables des activités de dragage des voies d'eau domaniales.

Pour ce qui concerne le bassin de la Seine (Figure 11), VNF délègue les travaux de dragage aux Services de Navigation de la Seine (SNS) qui confient eux-mêmes les marchés de dragage à une entreprise de travaux publics déterminée à l'issue d'un appel d'offre. L'Entreprise Morillon Corvol Courbot (EMCC) a obtenu ce marché en 1998, 1999, 2000 et 2001. L'accès des ports par le chenal et la configuration de certaines zones portuaires propices au dépôt de sédiments expliquent la contribution du Port Autonome de Paris (PAP) au dragage.

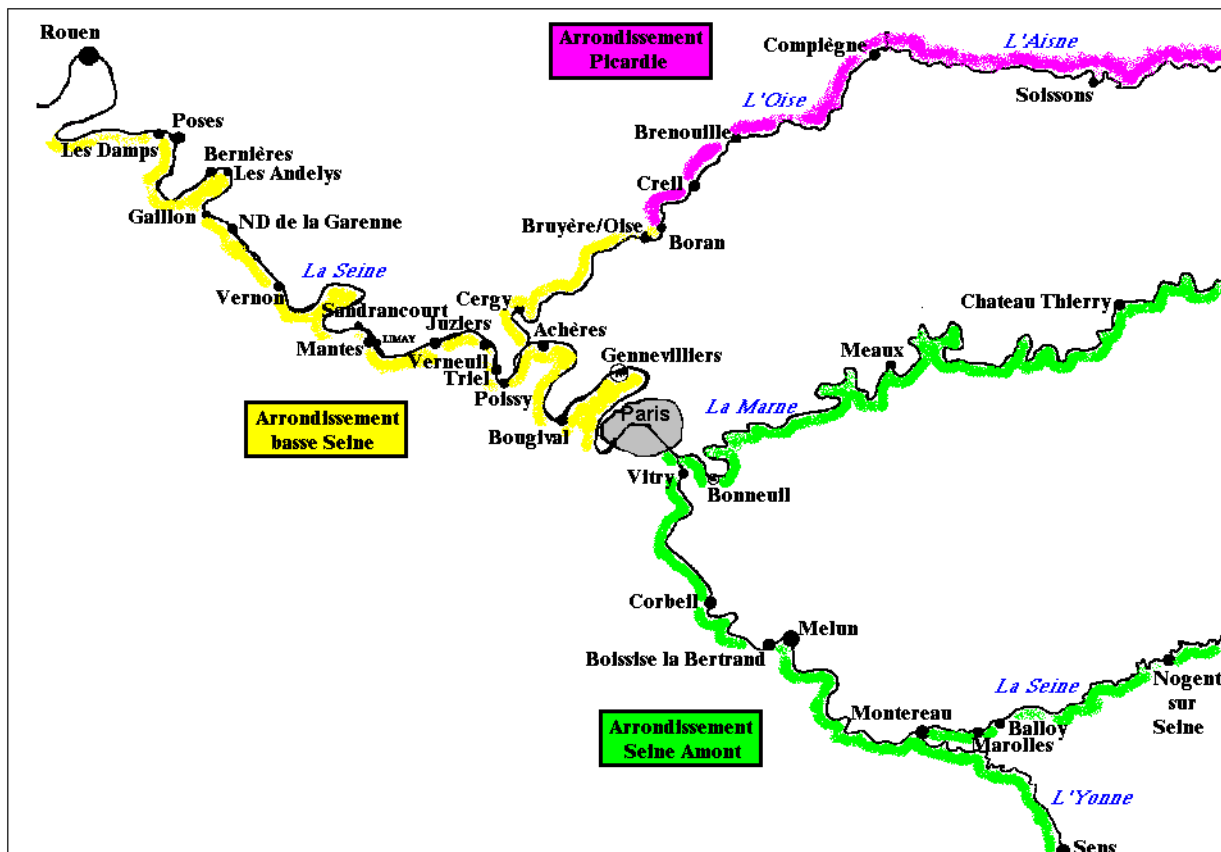
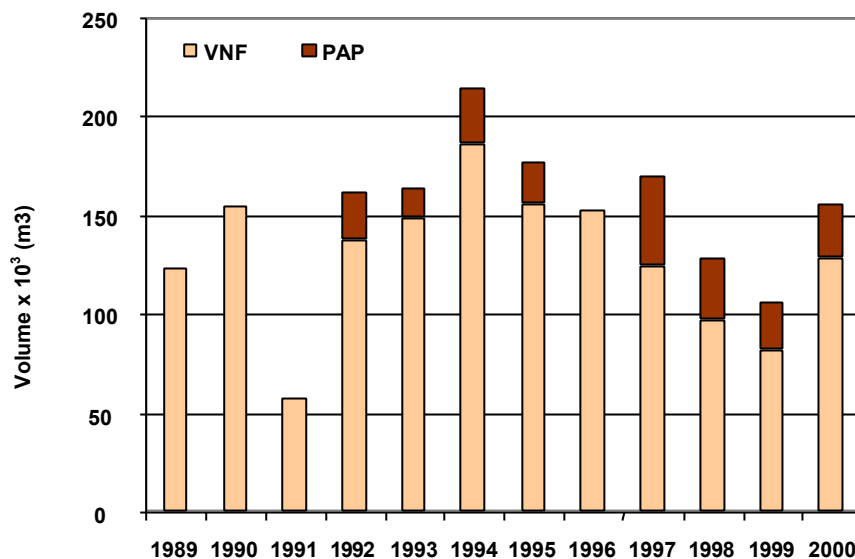


Figure 11 : Les différents arrondissements du Service de Navigation de la Seine sur le bassin de la Seine.

II.1.2. Les volumes dragués

Les volumes dragués chaque année sur le bassin de la Seine s'élèvent en moyenne à 150 000 m³ si on prend en compte les dragages effectués au cours des 10 dernières années (Figure 12).



Remarque : Pour 1989, 1990, 1991 et 1996, les valeurs des volumes dragués par le PAP ne sont pas fournies. L'absence de chiffre peut être liée à une absence de dragage ces années là ou à une non communication des données.

Figure 12 : Volumes de MD dragués par VNF et le PAP entre 1989 et 2000.

Les volumes annuels sont variables en fonction des besoins pour le dragage d'entretien. Ces besoins sont évalués chaque année après **sondages bathymétriques** effectués par le service Sondage et Régulation du SNS. Ces sondages sont effectués à l'aide d'un écho-sondeur. La mesure bathymétrique permet d'obtenir un nombre de points de mesures illimités mais nécessite un bon positionnement du bateau utilisé (GPS) et une vitesse constante. L'écho-sondeur est embarqué sur le bateau et une série de profils dans la zone à investiguer est réalisée. Ainsi, la hauteur d'eau est obtenue (la vase fluide n'est pas prise en compte, elle représente 15 à 20 % ms du volume à curer). Le volume des sédiments à curer est alors calculé grâce à un logiciel spécifique qui prend en compte la côte projet à atteindre après curage. Cette technique peut être utilisée à partir de profondeurs de 80 cm d'eau (Pôle de compétences sur les sites et sols pollués, 2000). Cette méthode tend à remplacer progressivement la bathymétrie par nivellement, plus fastidieuse et moins précise.

Ces sondages permettent à terme d'établir des cartes qui déterminent les zones à draguer et les volumes à draguer en comparant les profondeurs sondées aux profondeurs à obtenir pour la navigation et l'écoulement des eaux après dragage (Figure 13). Des sondages sont également effectués après dragage afin de vérifier que les volumes d'usage ont bien été enlevés.

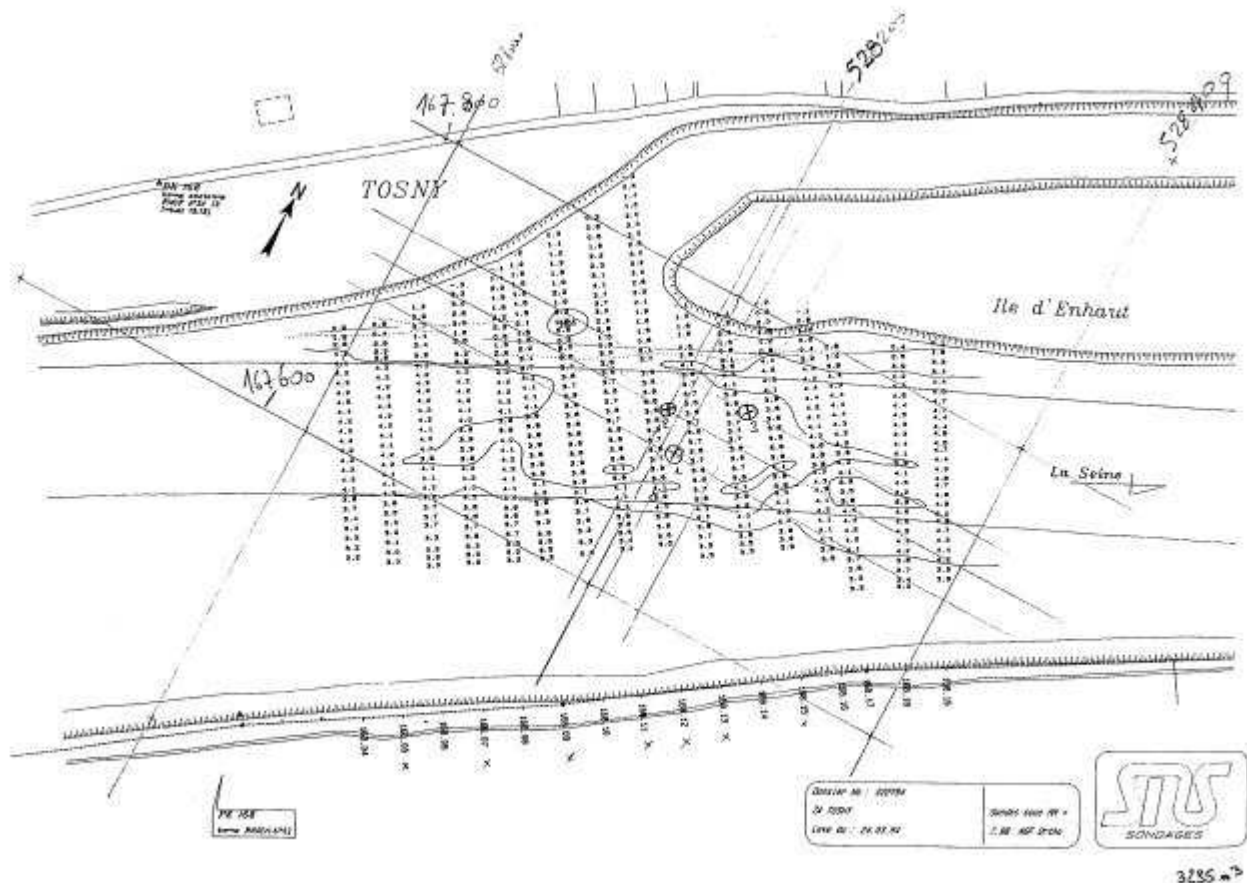


Figure 13 : Relevé bathymétrique effectué par la subdivision de Sondages du SNS avant dragage (ici l'exemple de la Seine à Tosny, 27).

II.2. Caractérisation des MD dans le bassin de la Seine

Afin de déterminer le devenir des MD, les acteurs du dragage se font un devoir de connaître la qualité des sédiments à curer. Pour cela, sur une période de 3 ans, tous les points à draguer sont échantillonnés et analysés afin de classer les futurs MD dans les différentes catégories VNF [seules valeurs guides opérationnelles à ce jour en France- et ainsi de décider de leur devenir. Dans les publications suivantes, nous présentons la qualité des sédiments collectés avant dragage pendant les années 1996, 1999 et 2000 (1996 faisant partie d'une première période de 3 ans et 1999 et 2000 appartenant à une autre série de mesures effectuées sur une autre période de 3 ans).

L'article II.2.1 intitulé *Quality of dredged material in the river Seine basin (France) I. physico-chemical properties and major contamination* porte sur la qualité physico-chimique des sédiments collectés avant les dragages effectués en 1996, 1999 et 2000. Ces collectes ont été organisées dans le cadre du suivi de la qualité des matériaux de dragage effectué par les Services de Navigation de la Seine pour les Voies Navigables de France. La granulométrie, la teneur en carbone organique, la densité, le pourcentage d'humidité sont donnés pour 64 sédiments et le carbone organique dissous, la DCO, la DBO₅, les concentrations en ammonium, nitrates, nitrites, azote Kjeldahl et le phosphore sont donnés pour les eaux interstitielles de ces mêmes sédiments. Ces résultats mettent en évidence d'une part la très grande variabilité de ces paramètres d'un échantillon à l'autre et d'autre part, après étude par système d'information géographique et étude de corrélation l'importance des sources ponctuelles dans la

contamination des sédiments et de ce fait les plus grandes teneurs en matière organique autour de Paris (dans un périmètre très large).

L'article II.2.2 intitulé *Quality of dredged material in the river Seine basin (France) II. micropollutants* porte sur les teneurs en micropolluants organiques et minéraux des sédiments collectés avant les dragages effectués en 1996, 1999 et 2000. De même, les micropolluants organiques et minéraux ont été mesurés dans des lixiviats obtenus à partir des mêmes échantillons de sédiment. Les métaux tels que le chrome, le zinc, le plomb, le cadmium, le nickel, le mercure, l'arsenic, le fer, l'aluminium, le manganèse ont été mesurés dans les sédiments, leurs lixiviats, et les eaux interstitielles. Les hydrocarbures totaux, aliphatiques et aromatiques (HAP), les PCB, les pesticides entre autres ont également été mesurés dans les sédiments et leurs lixiviats. Les résultats de ces analyses ont montré que les sédiments dragués dans le bassin de la Seine sont modérément pollués, si nous comparons les résultats de la présente étude avec les bassins versants d'autres sites urbains, et si nous les comparons également aux limites imposées par le décret hollandais (04/02/2000) qui fait souvent référence en Europe. Après analyses de corrélation et utilisation de système d'information géographique, nous avons constaté que la qualité des sédiments correspondait avec les différents rejets de station d'épuration ou effluents industriels de la région parisienne. Ces diverses constatations peuvent aboutir à des suggestions concernant la gestion des MD dans le bassin de la Seine. Par exemple, les sédiments de ces sites plus pollués en raison des rejets anthropiques pourraient être amenés à subir des traitements particuliers, alors que le reste des sédiments dragués pourrait suivre des filières beaucoup moins coûteuses avec des risques de pollution très proches de zéro. De même, la corrélation marquée des micropolluants métalliques avec les particules fines indique que les méthodes de séparation granulométrique des MD avant mise en dépôt par exemple sont à considérer dans le cadre du bassin de la Seine, en particulier, sur les sites que l'on sait plus pollués en métaux.

Remarque : dans les deux articles proposés, seules certaines cartes représentatives de l'ensemble des données ont été présentées. L'ensemble de ces cartes peut être consulté dans les annexes 2 à 16.

II.2.1. Qualité physico-chimique des sédiments et leurs eaux interstitielles avant dragage

Article accepté par The Science of the Total Environment (février 2002).

QUALITY OF DREDGED MATERIAL IN THE RIVER SEINE BASIN (FRANCE)

I. PHYSICO-CHEMICAL PROPERTIES

S. Carpentier^{*1}, R. Moilleron*, C. Beltran**, D. Hervé***, D. Thévenot*

*Cereve, Faculté des Sciences et Technologie, Université Paris XII-Val de Marne, 61, avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil Cedex, France.

**CETE Méditerranée, Service Hydraulique, BP 37000, 13791 AIX EN PROVENCE Cedex 3, France.

***Services de Navigation de la Seine, île de la Loge, 78380 Bougival, France.

¹Corresponding author : Cereve, Faculté des Sciences et Technologie, Université Paris XII-Val de Marne, 61, avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil Cedex, France (phone: (33)1.45.17.16.30, fax: (33)1.45.17.16.27, e-mail: scarpentier@univ-paris12.fr).

ABSTRACT

In rivers, sediments are frequently accumulating persistent chemicals, especially for those which are more contaminated as a consequence of pressure related to environmental pollution and human activity. The Seine river basin (France) is heavily polluted from nearby industrial activities and the urban expansion of Paris and its suburbs within the Ile de France region. The sediments found in the Seine river basin are therefore expected to be contaminated. To ensure safe, navigable waters, rivers and waterways must be dredged. In this paper, the quality of the sediment dredged in 1996, 1999, and 2000 is discussed. Physico-chemical characteristics of the sediment itself and of the pore-water are presented. Seine basin sediments show very diverse compositions depending on the sampling site. Nevertheless, a geographic distribution study illustrated that the Paris impact is far from being the only explanation to this diversity. Besides, the quality of this sediment is of great concern. The sediment once dredged is transported via barges to a wet disposal site where the dredged material is mixed with Seine water in order to be pumped into the receiving site. This sort of dumping might be responsible for the potential release of contaminants to the overlying water from the significantly contaminated sediments.

KEYWORDS

Dredged material, sediment quality, pore-water, river Seine basin

INTRODUCTION

Dredging rivers is necessary to maintain sufficient sailing depth (Hauge et al., 1998), to reduce the risk of flooding (Hakstege et al., 1998) or to increase outflow during dry periods (Ellery and Mc Carthy, 1998). Dredging is also a crucial operation for some engineering works (Vale et al., 1998). Dredging can also be used as a remedial treatment to improve the environmental quality of the river ecosystem (Besser et al., 1996; Winkels and Stein, 1997; Fioole et al., 1998). Increasing pressure from environmental pollution and human disturbance leads to water quality deterioration. With the influx of polluted water, contaminants are absorbed onto suspended particles and subsequently accumulated in the underlying sediment (Hauge et al., 1998; Lau

and Chu, 1999). Hence, dredging contaminated sediments means removing the pollution contained in the sediment.

Dredging methods vary depending on the volume, texture, water content and grain size of the sediments to be removed. Dredging technologies can be roughly divided into three main categories: mechanical, hydraulic, and pneumatic dredges (Pollice et al., 1996; Norman et al., 1997). Mechanical dredges are used to remove bottom sediment through direct application of mechanical force. Once dredged, excavated sediment is generally placed into a barge for transportation to the disposal site. Such dredges can be considered as the most cost effective, especially when the dredging site is far from the disposal site, even if leakages of fine grained material occur when the bucket is lifted from the river. Hydraulic dredges are all equipped with a "head" that cuts or sweeps the material and conveys it to a hydraulic suction pipeline. The pipe either ends on a barge or is directly connected to a disposal facility on the shore. Typically, the amount of re-suspended sediment generated using hydraulic dredges is less than the amount generated by mechanical dredges (Pollice et al., 1996). In fact, hydraulic dredges such as cutterhead dredges cause 2 to 5 mg.L⁻¹ TSS background concentrations whereas mechanical dredges such as clamshell dredges cause TSS background concentrations ranging from 10 to 12 mg.L⁻¹ (Havis, 1988). Pneumatic dredges use compressed air instead of centrifugal pumps to remove slurry through a pipeline. They can pump material with a relatively high solids content with little generation of turbidity. The method that causes the least environmental impact on the water quality during dredging operations is the hydraulic method. However, mechanical processes allow the dredging of sediments containing high solids concentration, which is an important criteria for the performance of a dredging operation (Hauge et al., 1998).

Once dredged DM can be treated, valorised, or disposed. Before any management decision, it is necessary to characterise the DM chemically, physically and mechanically (Boutouil et al., 1997). However, economic and political forces and management (i.e. lack of disposal sites) can interfere with the decision induced by the characterisation of DM. When contamination is too high to allow reuse, DM can either be disposed in controlled storage sites or treated. Disposal sites are of two types (Perrin and Zimmer, 1995) :

- terrestrial disposal sites where DM are dumped mechanically or hydraulically towards basins or natural cavities,
- under water disposal sites such as disused quarries, deep zones or some river meanders.

Recently, the number of available disposal sites has rapidly declined due to urbanisation (Austin, 1995; Michelsen, 1998) and to the large amounts of sediment that have to be dredged (Cuypers et al., 1998). In many cases, dredging for navigation and development projects has been hindered due to the presence of contaminated sediments and a lack of disposal sites (Michelsen, 1998).

MATERIAL AND METHODS

Dredging in the Seine basin

The Seine river basin (France) we are studying includes the Marne river, the Oise river, the Yonne river and the Seine river until Rouen and covers an area of 68840 km². In the Seine basin, mechanical dredging from a boat was chosen to remove, on average, 150, 000 m³ of sediment per year from the Seine basin (Fig. 1). Dredging in the Seine basin is mainly related to navigation. Consequently, dredging operations are nearly continuous along the rivers. As a result, hydraulic dredges cannot be used in this case since they need a deposit site within 2.5 km.

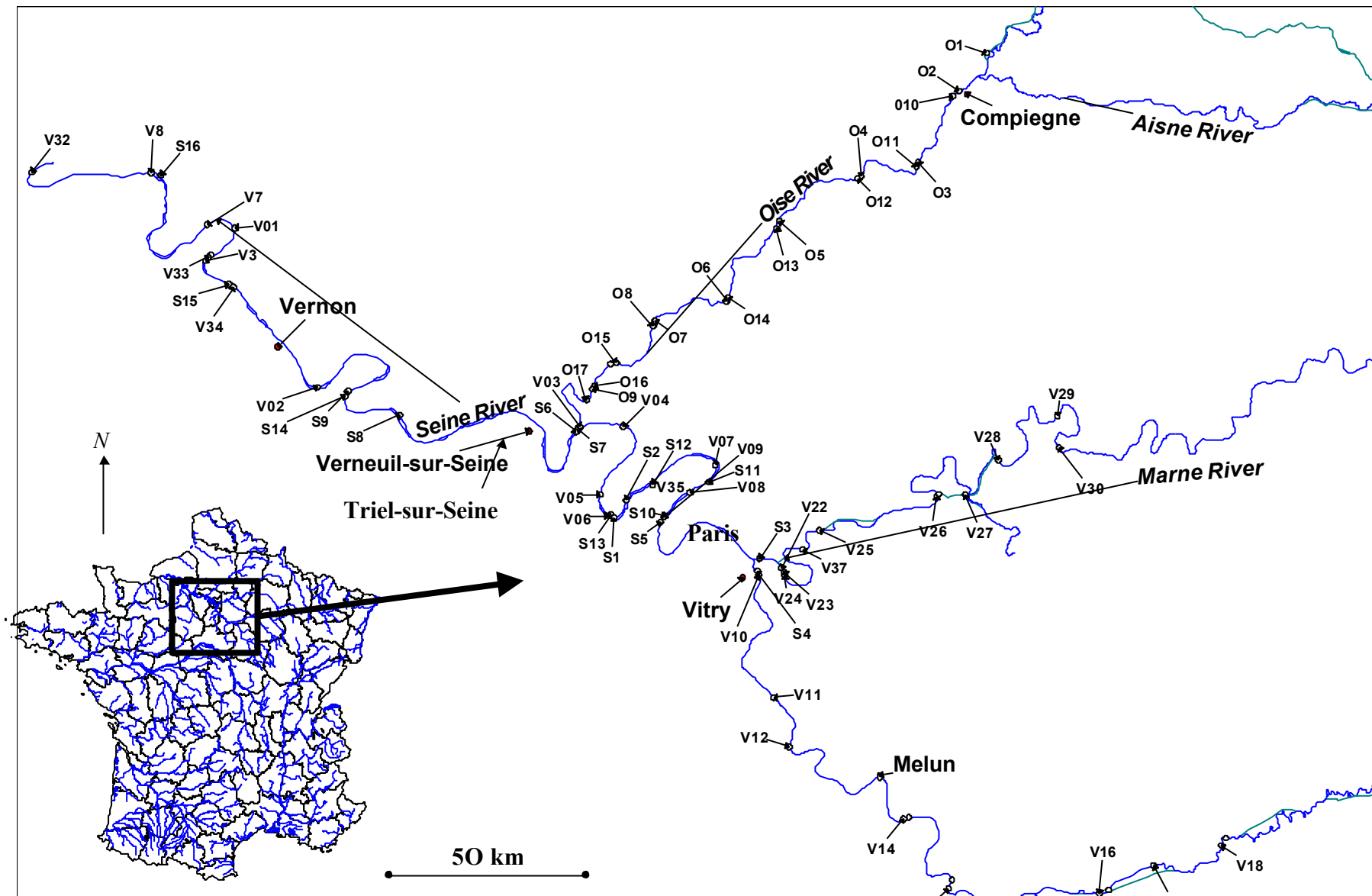


Fig.1: Part of the Seine basin concerned in this study and site codes corresponding to the sediment samples collected along the Seine during 1996, 1999 and 2000 campaigns.

Obviously, such a configuration does not exist all along the Seine river system. Therefore, mechanical dredging is, in the case of the Seine basin, the most adapted option (Pôle de compétences sur les sites et sols pollués, 2000).

Within the 6 million m³ DM extracted in France (internal waters only) 70% are dumped into deposit sites or along the riverside, 10 % are valorised as embankment and 7% are spread on agricultural land. The rest is either used as embankment, dumped into the sea or treated. Since the dredging operations in the Seine basin occurs in urban areas, it is difficult to dump the DM on the riverside as it is currently performed in the North of France for example. Thus, DM is presently dumped at wet disposal sites downstream Paris. From 1992 to 1998, the site of Triel and from 1999 to 2001, the site of Rouillard (Verneuil sur Seine) have been filled with the DM extracted from the river Oise, downstream Compiègne, and from the river Seine downstream Vitry and until Vernon (Fig. 1).

It is of great importance to check the quality of the DM before it is dumped in order to provide its efficient management. This is presented in this paper. As far as micro-pollutants are concerned, heavy metals and organic pollutants such as PAHs, PCB, pesticides etc., will be presented in a further publication.

Sediment collection

Samples were collected from the bottom of the Seine and Oise rivers (Fig. 1) by core sampler (20 to 50 cm depth depending on the sediment structure) in order to assess the sediment quality before dredging. 64 samples were collected in May and June 1996 (31 samples), April 99 (18 samples) and May 2000 (15 samples) in strategic areas determined by the Navigation Services of the Seine basin according to the dredging needs the following year resulting from the bathymetric data of the river. Once cored sediments were transferred into fully filled closed glass containers (1 L) and were kept within 48hours at 4°C before homogeneisation and analysis.

Methods

The parameters analysed on the sediment are listed in Table 1 together with the parameters measured in the pore-water of the same sediment samples. Pore-water was obtained after centrifugation of a known amount of sediment (3,400 rpm at 4°C, during 20 minutes) in order to get a sufficient volume to carry out analyses. The supernatant was then filtrated through a 0.45µm pore filter to remove any remaining suspended solids.

Table 1 : List of the physico-chemical parameters and major contamination analysed in the sediment (S) sampled in 1996, 1999 and 2000 and in the pore-water (P) : relevant analytical methods.

Analysis	Units	Method	Sample	Campaigns
Humidity	%	NF ISO 11465 X 31-102	S	96, 99, 00
Organic Matter (OM)*	%	NFU 44-160	S	96, 99, 00
Total Organic Carbon (TOC)	g.kg ⁻¹	NF EN 1484 NF T 90-102	S, P	96,99, 00
Fine particles (<50 µm)	%	NF X 11-501	S	96, 99, 00
Density		U 44-175	S	96, 00
NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	NF EN ISO 10304-2 T90-046	P	00
NH ₄ ⁺	mg.L ⁻¹	NF T 90-015	P	00
Kjeldhal N	mg.L ⁻¹	NF EN 25663	P	00
COD	mg.L ⁻¹	NF T 90-101	P	00
BOD ₅	mg.L ⁻¹	NF EN 1899-1 T90-103	P	00
P	mg.L ⁻¹	NF EN ISO 11885	P	00

*loss on ignition at 550°C

Most of the parameters were measured following the French AFNOR standard procedures (Table 1). All samples were analysed by laboratories certified by the French Ministry of the Environment, i.e. certified by the COFRAC (COmité FRançais d'ACcréditation). For international quality control, the COFRAC calibration certificates co-operates with other European calibration services (the European co-operation for Accreditation- EA). The harmonisation of the accreditation criteria and procedures are orientated towards the European standards for calibration and testing laboratories and their assessment and accreditation (EN ISO/IEC 17025 and EN 45 000 series).

Results and discussion

For economic reasons, the Navigation Services of the Seine basin, in charge with the sampling and analysis, divides the Seine basin sites to be checked in 3 groups, hence all of them are analysed within 3 years of sampling (here, 1996, 1999 and 2000). However, for a given year, the sampling sites are randomly defined. This is the reason why temporal evolution will not be taken into account in this paper.

Sediment quality

French regulations are not clear about the management of dredged materials extracted from rivers. There is presently no available limit that can be used for deciding the fate of DM. This kind of regulation is only available for marine and estuarine sediments (French bylaw of the 14/06/2000). Consequently, waste regulations and/or sewage sludge regulations are often used as a reference, as well as the Dutch sediment decree (circular on target values and intervention values for soil remediation, Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, updated 04/02/2000). The general characteristics of the sediment samples (Table 2) vary significantly from one sample to the other, and demonstrate the great variability of the sediment characteristics all along the Seine basin. This makes the management of the DM quite difficult. The main variation is observed on the grain size which shows that the percentage of fine particles ($<50\ \mu\text{m}$) presents a coefficient of variation of 106 % (Table 3). In fact, some areas show very sandy material (V01, V02, V15, V17, V23, S6, S8, S10, S11) whereas others contain a great proportion of silt (V22, V28, O10, O14, S12, S16). This grain size is in fact strongly linked to the organic content of the sediment. Fine sediments (grain size below $50\ \mu\text{m}$) are usually considered to adsorb organic and metallic pollutants more than coarse fractions (Evans et al., 1990; Warren and Zimmermann, 1994; Perrin and Zimmer, 1995). Such large variability is also observed for organic matter whether determined with loss on ignition (OM) or the total organic carbon (TOC).

On average, the density of the sediment is a reasonably stable value (average=1.47, CV=14 %). We can therefore consider this density as a characteristic of the sediment present in the entire Seine basin studied.

Over the whole Seine basin, the sediment contains between 14 and 75 % water. In terms of DM management, this means this kind of material cannot always be treated as a typical urban or industrial waste. As far as waste is concerned, the French regulation of the 18/12/1992 modified by the regulation of the 18/02/1994 after the French law n° 75-633 about industrial waste, considers a waste as stabilised if its siccidity is above 35 %. This is the case for most samples collected in the Seine basin except 12 from the 64 samples (Table 2).

If we consider the previous studies performed in the Seine basin on suspended solids collected from December 1994 to March 1995 (Meybeck et al., 1998), 40 to 45 % of the suspended matter collected by sediment traps were fine particles ($<50\ \mu\text{m}$).

Table 2: General characteristics of the Seine basin sediment collected in 1996, 1999 and 2000 before the dredging operation.

site code	year of collection	TOC (g.kg ⁻¹)	Density	Humidity (%)	OM (%)	Fine particles (% <50µm)	site code	year of collection	TOC (g.kg ⁻¹)	Density	Humidity (%)	OM (%)	Fine particles (% <50µm)
V01	1996		1,68	27	2	1	S2	1999	47		63	10	9
V02	1996		1,66	28	2	3	S3	1999	21		61	10	17
V03	1996		1,19	70	5	21	S4	1999	25		61	12	4
V04	1996		1,66	28	3	3	S5	1999	35		67	10	13
V05	1996		1,5	40	5	8	S6	1999	33		44	6	2
V06	1996		1,51	39	13	4	S7	1999	57		68	16	11
V07	1996		1,5	40	8	16	S8	1999	81		53	6	3
V08	1996		1,32	56	6	9	S9	1999	29		62	12	8
V09	1996		1,59	33	3	5	O1	1999	12		51	6	16
V10	1996		1,47	60	8		O2	1999	14		37	4	7
V11	1996		1,38	50	8	10	O3	1999	34		65	10	24
V12	1996		1,63	30	2	5	O4	1999	32		64	10	18
V13	1996		1,77	21	1	4	O5	1999	37		69	11	20
V14	1996		1,91	14	1	1	O6	1999	28		49	6	11
V15	1996		1,88	15	1	1	O7	1999	28		64	10	12
V16	1996		1,48	42	4	15	O8	1999	64		69	12	13
V17	1996		1,89	15	1	2	O9	1999	37		71	12	23
V18	1996		1,7	26	2	9	S10	2000	73	1,26	61	23	1
V19	1996		1,55	36	4	12	S11	2000	38	1,04	19	22	1
V20	1996		1,57	34	3	14	S12	2000	50	1,16	75	25	74
V21	1996		1,35	53	9	5	S13	2000	11	1,58	27	5	0
V22	1996		1,22	68	11	60	S14	2000	46	1,18	71	24	67
V23	1996		1,76	22	2	3	S15	2000	48	1,19	71	26	35
V24	1996		1,41	48	5	21	S16	2000	40	1,2	69	24	59
V25	1996		1,44	45	7	13	O10	2000	22	1,34	57	17	72
V26	1996		1,55	36	4	53	O11	2000	24	1,44	47	13	41
V27	1996		1,58	33	3	47	O12	2000	39	1,29	61	18	45
V28	1996		1,38	50	6	51	O13	2000	37	1,36	54	17	25
V29	1996		1,46	43	4	28	O14	2000	38	1,25	64	19	77
V30	1996		1,39	49	5	29	O15	2000	14	1,51	41	12	21
V31	1996		1,3	58	8	64	O16	2000	42	1,26	62	19	20
S1	1999	60		64	10	8	O17	2000	27	1,44	51	16	29

Table 3: Number of samples (n), median (d50), first and last decile (d10, d90), minimum and maximum values (min, max), mean, standard deviation (SD) and coefficients of variation in % (CV) of the sediment characteristics given in Table 2.

	TOC (g.kg ⁻¹ dw)	Density	Humidity (%)	OM (%)	Fine particles (% <50µm)
n	33	46	64	64	63
d10	16	1.20	26	1.4	1.3
d50	37	1.44	49	6.8	13
d90	59	1.73	69	18	59
min.	11	1.04	14	0.8	0
max.	81	1.91	75	26	77
mean	37	1.47	47	8.5	21
SD	17	0.20	16.7	6.5	22
CV (%)	45	14	35	77	106

However, the sampling method was completely different to the one performed in the present study (core sampling) where the average result found for grain size below 50 µm is 20 %. For that reason, we shall presume that sediment trap samples represent the very superficial sediment of the Seine basin. This could explain why the fine particles percentages are much smaller when collected with a core sampler (20%). In a previous study carried out in 1992, Seine sediments downstream Paris had an average fine particles content reaching 36% (Garban et al., 1995). However, this value was obtained with sediments arising from only 3 sites on the Seine downstream Paris whereas sediments analysed in the present study were sampled in 64 locations all along the Seine basin including Marne, Oise, Yonne, and Seine upstream and downstream Paris, hence over a much larger area presenting large variability potential (CV=106 %).

When organic matter is assessed, former studies carried out on the Seine river downstream Paris show a loss on ignition in sediments collected in 1992 reaching 11 % (Garban et al., 1995). The organic layer of the Paris combined sewer system which is resuspended and discharged into the Seine river during storms (combined sewer overflows CSO) shows loss on ignition values reaching 60 % (Ahyerre, 1999). Total suspended solids of the Seine river downstream CSO outlets, downstream Paris, present loss on ignition of ca. 20 % (Estèbe, 1996). In the present study, the sediments collected in 1996, 1999 and 2000 show an average value of 8 %. OM values (loss on ignition) in the Seine basin seem to display average to low contents compared to the different sources of urban organic matter.

In the North of France, Ruban and collaborators found high concentrations of total organic carbon (TOC average=83 g.kg⁻¹) in the sediments of rivers from a very industrialised region of Lille (Ruban et al., 1998), which is twice as much as the average value found in the Seine basin. Stegmann and Krause, found concentrations ranging from 160 to 200 g.kg⁻¹ in dredged sediments and sediment sampled directly from the bottom of the Elbe river in Germany (Stegmann and Krause, 1988). These comparisons tend to indicate that the sediment of the river Seine basin present concentrations a lot lower than in heavily polluted areas such as the North of France or the river Elbe in Germany. The organic matter content being frequently linked to the micropollutant contamination, the Seine river basin DM should not present a great threat as long as their management is concerned. Nevertheless, it is of considerable importance to determine how polluted the same sediments are as far as micropollutants are concerned. This may be reported in a further publication. Moreover, checking the properties of the pore-waters of such sediments is of great importance for the management of DM since this material is bound to undergo important physical and chemical changes during its dredging, transport and dumping and therefore, the pore-water is likely to be released in the overlying water or underground water.

Pore-water quality

31 samples of pore-water were also analysed in the sediments collected during 1996, 1999, 2000 campaigns (Table 4 and Table 5).

Table 4: General characteristics of the pore-water from the sediment collected in the Seine basin in 1996, 1999, 2000 before the dredging operation.

site code	TOC (mg.L ⁻¹)	COD (mg.L ⁻¹)	BOD ₅ (mg.L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	TKN (mg.L ⁻¹)	P (mg.L ⁻¹)
S1	65							
S2	296							
S3	174							
S4	74							
S5	52							
S6	47							
S7	390							
S8	57							
S9	139							
V1		246	83	<1	0.06	128	104	1.4
V2		199	39	<1	0.06	146	119	1.5
V3		<30	nd	8	<0.02	1.2	<2	0.3
V4		31	<3	1.4	0.07	23	19	0.6
V5		<30	<3	4	2.57	<0.03	<2	1.2
V6		<30	<3	11	0.28	9	8	1.2
V7		<30	3	14	1.71	2.8	2.6	0.8
V8		156	27	<1	0.04	144	121	2.1
O1	71.5							
O2	54							
O3	87							
O4	42							
O5	75							
O6	72							
O7	74							
O8	66							
O9	53							
S10	32.5	80		1.8	0.19	65	50	1.2
S12	245	661		<1	<0.02	93	73	0.9
S14	49	105		1.2	0.04	136	110	0.9
S15	39	83		<1	0.17	76	62	0.5
S16	58	144		1.2	0.03	185	148	1.4
O10	25	104		<1	0.12	6.6	7.7	0.9
O11	34.5	73		<1	0.05	28	22	0.9
O12	36	82		<1	0.13	32	27	1.2
O13	30	74		<1	0.11	44	48	1.7
O14	37	91		1.3	0.14	55	43	1.6
O15	31	76		<1	0.04	18	18	1
O16	43	111		1.4	0.21	53	46	1.3
O17	37	74		<1	0.14	42.5	32	1.5

As far as the organic content is concerned, the variability observed in the sediment is also found in the pore-water. The average TOC content of the pore water is 83 mg.L⁻¹ (CV=100 %) when the river Seine water, downstream Paris, showed an average TOC of 7 mg.L⁻¹ (Seidl et al., 1998).

Table 5: Number of samples (n), median (d50), first and last decile (d10, d90), minimum and maximum values (min, max), mean, standard deviation (SD) and coefficient of variation in % (CV) of the sediment pore-water characteristics when sampled in the Seine basin in 1996, 1999 and 2000.

	TOC (mg.L ⁻¹)	COD (mg.L ⁻¹)	BOD ₅ (mg.L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	TKN (mg.L ⁻¹)	P (mg.L ⁻¹)
n	31	21	8	21	21	21	21	21
d10	33	<30	<3	<1	0.04	2.8	2.6	0.6
d50	54	82	3	1.4	0.12	44.3	43	1.2
d90	174	199	56	10.4	0.42	144	119	1.6
min.	25	<30	<3	<1	<0.02	<0.03	<2	0.3
max.	390	661	83	14	2.6	185	148	2.1
mean	83	112	22	3.5	0.3	61	51	1.1
SD.	84	141	31	4.6	0.6	56	45	0.4
CV (%)	101	124	144	131	209	91	90	37

The most striking parameter which characterises the pore-water is the ammonium ion. Our results concerning the Seine river basin show relatively high concentrations (61 mg.L⁻¹ on average). The ammonium values obtained in a previous study carried out on sediment samples from the Seine basin cored in 1992 gave average values reaching 55 mg.L⁻¹ (Garban et al., 1995) which fits in the same concentration range as the results obtained in the present study. Indeed, NH₄⁺ accumulates in anoxic sediment pore-waters due to nitrification of organic nitrogen. The consequence of high concentrations of NH₄⁺ in pore-waters is a release of NH₄⁺ when sediments are re-suspended (Stumm and Morgan, 1981). Moreover, it has been found that mortality of *C. Fluminea* juveniles in river sediments was more closely associated with the presence of unionised ammonia than with the levels of metals, pesticides and PCBs. Similar results were reported for the bivalve *Anodonta Imbecillis* (Cataldo et al., 2001). As the management of DM in the Seine basin involves re-suspension of the sediment with great quantities of Seine water (9/1 v/v), this method induces the dilution of the NH₄⁺ contained in the pore-water in the wet disposal site and should cause ammonium contamination of the waters. This ammonium input might cause adverse effects to the overlying waters in the disposal site itself, to the underground waters and to receiving waters if there is a discharge system in the disposal site. This phenomenon has been observed in the case of a disposal site of the river Seine basin used from 1999 to 2001 (Carpentier et al., 2001).

Geographic distribution and correlation analysis

Geographic distribution with the different results (TOC, density, humidity, fine particles) obtained for the sediment quality before dredging were determined using Mapinfo® Geographic Information System. The Seine basin maps did not reveal significant effect of the geographic position. Indeed, the fact that some sediments were sampled upstream Paris did not prevent them from being rich in organic matter compared to other samples collected downstream Paris as we should expect considering the anthropic effect suggested by this heavily industrialised and urbanised area. Nevertheless, we found (Fig. 2) that sediment organic matter as expressed by loss on ignition, as well as other parameters related to the organic characteristics of the sediment (i.e. TOC), was more abundant directly downstream Paris and until the crossing of Seine and Oise rivers where polluting activities are concentrated. In fact, the impact of Paris conurbation, i.e. the opposition between upstream and downstream of Paris, leading to the statement that sediments downstream Paris should be more contaminated than those upstream of Paris, was not observed and did not explain the variability of the organic characteristics of the sediment. Likely, it seems that the reference is situated much further upstream, where anthropic/urban effects are weaker (see samples far upstream Paris on the Marne river, Fig. 2).

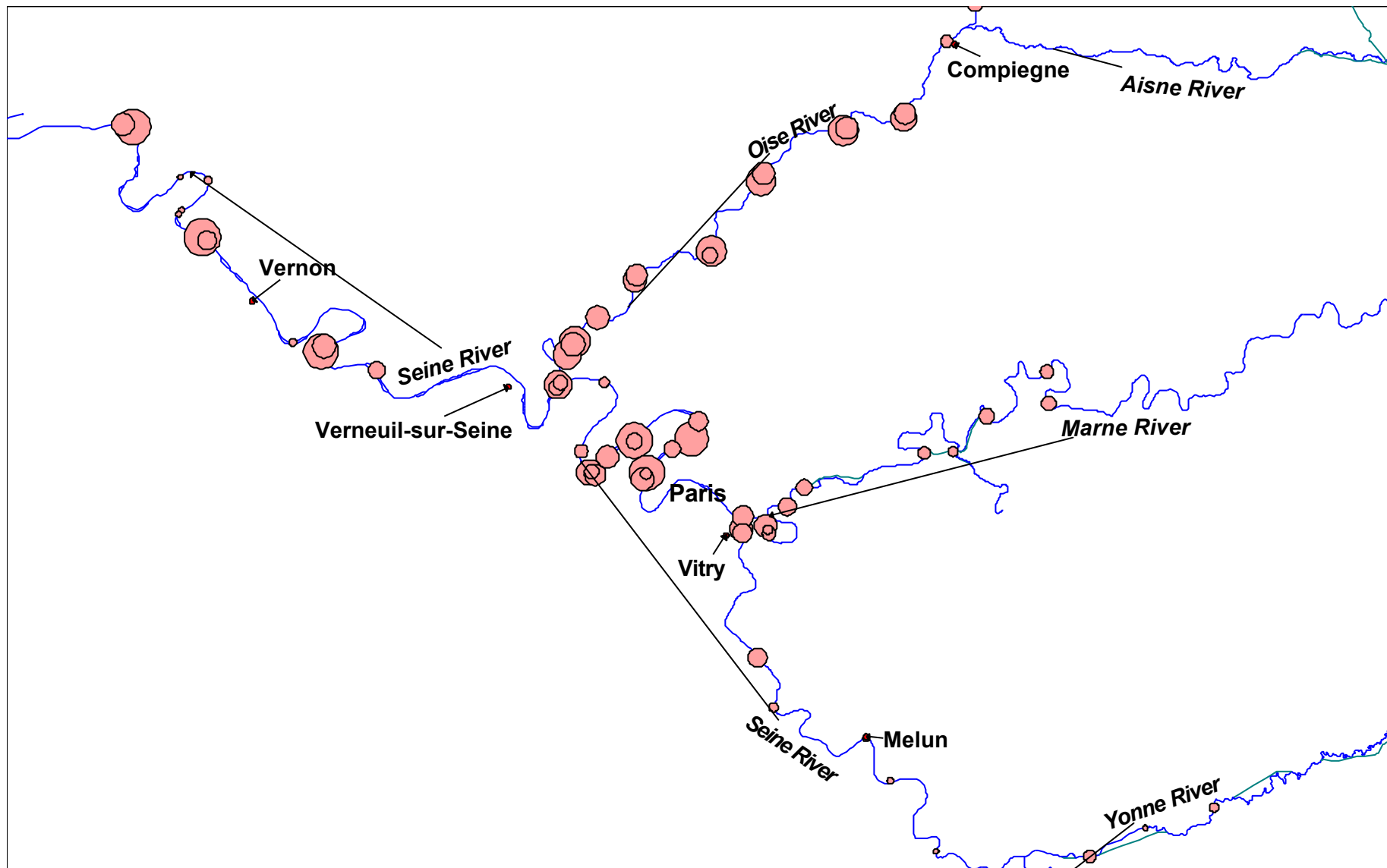


Fig. 2: Organic matter contents (loss on ignition, %) in the sediment collected along the Seine basin during 1996, 1999 and 2000 campaigns.

In order to assess the possible role of one or several parameters to control other parameters, linear correlation analysis was performed. Correlation analysis with sediment general parameters (Table 6) did not reveal any major trend apart from very usual ones such as a negative correlation between density and humidity ($r=-0.86$) or density and TOC ($r=-0.70$) or a positive correlation between humidity and OM ($r=0.69$). Surprisingly, we observed weak correlation between TOC and OM ($r=0.36$) or OM assessed by loss on ignition and fine particles content ($r=0.51$).

Table 6: Linear correlation coefficient (r) between parameters analysed in the Seine basin sediments (S) and in their pore-waters (P) in 1996, 1999 and 2000.

	TOC (S)	Density (S)	Humidity (S)	OM (S)	F. p.* (S)	TOC (P)	COD (P)	BOD ₅ (P)	NO ₃ ⁻ (P)	NO ₂ ⁻ (P)	NH ₄ ⁺ (P)	NTK (P)	P (P)
TOC (S)	1												
Density (S)	-0.70	1											
Humidity (S)	0.44	-0.86	1										
OM (S)	0.36	-0.77	0.69	1									
F. p.* (S)	-0.03	-0.56	0.53	0.51	1								
TOC (P)	0.20	-0.45	0.31	0.01	-0.10	1							
COD (P)	0.25	-0.44	0.55	0.39	0.50	0.99	1						
BOD ₅ (P)	nd	nd	0.75	0.64	0.49	nd	0.95	1					
NO ₃ ⁻ (P)	0.71	-0.33	-0.65	-0.64	-0.54	-0.16	-0.31	-0.56	1				
NO ₂ ⁻ (P)	0.33	-0.05	-0.52	-0.48	-0.43	-0.47	-0.26	-0.38	0.50	1			
NH ₄ ⁺ (P)	0.45	-0.69	0.74	0.49	0.59	0.30	0.44	0.79	-0.45	-0.39	1		
NTK (P)	0.43	-0.68	0.74	0.49	0.59	0.29	0.43	0.78	-0.46	-0.39	0.99	1	
P (P)	-0.03	0.18	0.34	0.15	0.33	-0.21	0.09	0.50	-0.31	-0.07	0.45	0.47	1

*Fine particles (% <50µm)

Concerning the sediment pore-waters, (Table 6), usual correlations were found between BOD₅ and COD ($r=0.95$), between NH₄⁺ and TKN ($r=0.99$) or between TOC and COD ($r=0.99$). This type of correlation should probably be more informative when physico-chemical parameters and micropollutants data are simultaneously taken into account (in a further publication).

The combined linear correlation of sediment parameters and pore-water parameters (Table 6) gave high coefficients for TOC in the sediment and NO₃⁻ observed in the pore waters ($r=0.71$). This correlation could be related to the biological activity that links these parameters (nitrifying bacteria may be more abundant in more organic media).

CONCLUSIONS

During 3 campaigns performed in 1996, 1999 and 2000, sediment samples were collected and analysed before dredging in order to assess their major composition, in the Seine river basin, upstream and downstream Paris. This quality is important in the case of the Seine basin as the

sediments are dumped into disused quarries. Hence, the composition of these sediments were estimated in order to assess their possible impact after disposal. As far as the particulate matter is concerned, compared to other industrialised river basins, the sediments are not heavily loaded in organic matter. Pore-waters contain high concentrations of ammonium ions, compared to other river basins, that might lead to a management concern because the dumping of such sediment might result in an increase of ammonium concentration in the receiving waters i.e. disused quarries, underground water or Seine water. In the disposal sites, where the water is stagnant, high inputs of ammonium ion, as well as phosphorus inputs, could lead to eutrophication concern. Such impact was in fact observed on the DM disposal site of the river Seine basin i.e. the Rouillard pond (Carpentier et al., 2001). Therefore, the analysis of ammonium in the sediment pore-waters should be considered as an important parameter to assess the quality of sediments before dredging. However, the main characteristic of the sediment samples is its wide variability from one site to the other. Consequently, the main outcome of this work is that the sediment collection and analysis in each dredged area should be performed before dredging, as often as possible. Indeed, along the Seine basin, the river sediment show a wide range of properties due to point and non point sources but also to hydrology or navigation that one is unable to control. Depending upon such parameters, the amount of organic matter and nitrogen of such sediment samples, different management procedures for DM could be decided i.e. dumping in wet disposals, separate fine particles from coarse ones so the fine ones can be treated and the coarse ones valorised. Such procedure might be necessary when national or European regulations appear in relation with the European Framework Directive on water management.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank the teams of the Service de Navigation de la Seine (SNS) and of Entreprise Morillon Corvol Courbot (EMCC) for their human, technical and financial helps as well as the Piren-Seine program (GDR, CNRS) for financial support.

REFERENCES

- Ahyerre M Bilans et mécanismes de migration de la pollution organique en réseau d'assainissement unitaire, University Paris 6., 1999: 233p.
- Austin T. A second life for dredged material. *Civil Engineering* 1995; 65(11): 60-63.
- Besser JM, Giesy JP, Kubitz JA, Verbrugge DA, Coon TG and Emmett Braselton W. Assessment of sediment quality in dredged and undredged areas of the Trenton Channel of the Detroit River, Michigan USA, using the sediment quality triad. *J. Great Lakes Res.* 1996; 22(3): 683-696.
- Boutouil M, Levacher D, Marot F, Conil P, Sanson P and Troalen JP. Devenir des vases et boues de dragage : solidification et stabilisation. In: Marinos, Koukis, Tsiambaos and Stournaras (eds). *International Symposium on Engineering Geology and the Environment*, Rotterdam, 1997; 1: 1635-1642.
- Carpentier S, Moilleron R and Thévenot D. Fate of dredged contaminated sediments in an underwater disposal site. In: (eds). *International Conference on Contaminated Sediments*, Venice, Italy, 2001.
- Cataldo D, Colombo JC, Boltovskoy D, Bilos C and Landoni P. Environmental toxicity assessment en the Parana river delta (Argentina) : simultaneous evaluation of selected pollutants and mortality rates of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) early juveniles. *Environmental Pollution* 2001; 112: 379-389.
- Cuypers MP, Grotenhuis JTC and Rulkens WH. Characterisation of PAH-contaminated sediments in a remediation perspective. *Wat. Sci. Tech.* 1998; 37(6-7): 157-164.
- Ellery WN and Mc Carthy TS. Environmental change over two decades since dredging and excavation on the lower Boro River, Okavango Delta, Botswana. *Journal of Biogeography* 1998; 25: 361-378.

- Estèbe A. Impact de l'agglomération parisienne et de ses rejets de temps de pluie sur les concentrations en métaux des matières en suspension et des sédiments en Seine en période estivale, , University Paris 12, 1996: 237p.
- Evans KM, Gill RA and Robotham PWJ. The PAH and organic content of sediment particle size fractions. *Water, Air, and Soil Pollut.* 1990; 51: 13-31.
- Fioole A, Houwing E-J and van der Heijdt LM. Surfis : a tool for designing and optimizing dredging schemes. *Wat. Sci. Tech.* 1998; 37(6-7): 103-107.
- Garban B, Ollivon D, Poulin M, Gaultier V and Chesterikoff A. Exchanges at the sediment-water interface in the river Seine, downstream from Paris. *Wat. Res.* 1995; 29(2): 473-481.
- Hakstege AL, Heynen JJM, Eenhoorn JK and Versteeg HP. Strategies for management of contaminated sediments within the Meuse River-System. *Wat. Sci. Tech.* 1998; 37(6-7): 419-424.
- Hauge A, Konieczny RM, Halvorsen PO and Heikum A. Remediation of contaminated sediments in Oslo harbour, Norway. *Wat. Sci. Tech.* 1998; 37(6-7): 299-305.
- Havis RN (1988). Sediment resuspension by selected dredges. U. S Army Engineer Waterways Experiment Station, Environmental Laboratory, march 1988, Vicksburg, Mississippi, USA.
- Lau SSS and Chu LM. Contaminant release from sediments in a coastal wetland. *Wat. Res.* 1999; 33(4): 909-918.
- Meybeck M, de Marsily G and Fustec E. La Seine en son bassin, Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé. Elsevier, Paris, 1998, 736 pp.
- Michelsen TC. Integration of sediment cleanup waterfront development, and habitat improvements through comprehensive port planning. *Wat. Sci. Tech.* 1998; 37(6-7): 443-450.
- Norman M, Francigues R, Van den Eede E and Laboyrie HP. Manutention et traitement des matériaux de dragage contaminés provenant des ports et voies navigables intérieures "MDC", rapport du groupe de travail 17, volume 1. Association Internationale Permanente des Congrès de Navigation 1997; 93: 80.
- Perrin D and Zimmer N. La gestion des produits de dragage en provenance des voies d'eau intérieures. *La Tribune de l'eau* 1995; 48(576/4): 13-20.
- Pôle de compétences sur les sites et sols pollués. Faut-il curer ? - pour une aide à la prise de décision -. Enlèvement des sédiments - guide méthodologique - 2000; 4: 31.
- Pollice A, Chin P and Breslin V. Evaluation of available technologies for dredging and disposal of contaminated harbour sediments. *European Water Pollution Control* 1996; 6(2): 34-44.
- Ruban V, Parlanti E, Riffe C, Ambles A, Six P and Jambu P. Migration of micropollutants in a dredging amended soil in Northern France. *Agrochimica* 1998; XLII(1-2): 59-71.
- Seidl M, Servais P and Mouchel JM. Organic matter transport and degradation in the river Seine (France) after a combined sewer overflow. *Wat. Res.* 1998; 32(12): 3569-3580.
- Stegmann R and Krause D. Biogas production in dredged material. In: Wolf, van den Brink and Colon (eds). *Contaminated Soil'88*, 1988; 1365-1374.
- Stumm W and Morgan JJ. *Aquatic chemistry, an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters.* Wiley Interscience, New York, 1981, 748 pp.
- Vale C, Ferreira AM, Micaelo C, Caetano M, Pereira E, Madureira MJ and Ramalhosa E. Mobility of contaminants in relation to dredging operations in a mesodital estuary (Tagus estuary, Portugal). *Wat. Sci. Tech.* 1998; 37(6-7): 25-31.
- Warren LA and Zimmermann AP. Suspended particulate grain size dynamics and their implications for trace metal sorption in the Don River. *Aquatic Sciences* 1994; 56(4): 348-362.
- Winkels HJ and Stein A. Optimal cost-effective sampling for monitoring and dredging of contaminated sediments. *J. Environ. Qual.* 1997; 26(4): 933-946.

II.2.2. Micropolluants dans les sédiments, lixiviats et eaux interstitielles des sédiments avant dragage

Article accepté par The Science of the Total Environment (avril 2002).

QUALITY OF DREDGED MATERIAL IN THE RIVER SEINE BASIN (FRANCE) II. MICROPOLLUTANTS

S. Carpentier^{*1}, R. Moilleron*, C. Beltran**, D. Hervé***, D. Thévenot*

*Centre d'enseignement et de recherche sur l'eau la ville et l'environnement (Cereve), UMR 99022101 MENRT-MAP, Faculté des Sciences et Technologie, Université Paris XII-Val de Marne, 61, avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil Cedex, France

**Centre d'études techniques de l'équipement (CETE) Méditerranée, Service Hydraulique, BP 37000, 13791 Aix en Provence Cedex 3, France

***Services de Navigation de la Seine (SNS), île de la Loge, 78380 Bougival, France

¹Corresponding author : Cereve, Faculté des Sciences et Technologie, Université Paris XII-Val de Marne, 61, avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil Cedex, France (phone: (33)1.45.17.16.30, fax: (33)1.45.17.16.27, e-mail: scarpentier@univ-paris12.fr).

ABSTRACT

Dredging rivers is needed to ensure safe navigable waters, rivers and waterways. To anticipate the management of dredged materials in the case of the river Seine basin, the quality of the sediments in the river is checked every 3 years before dredging operations. The river Seine Basin is heavily submitted to pollution pressure from nearby industrial activities and urban expansion of Paris and its region. Here, the micropollutant content of the sediment sampled in 1996, 1999, and 2000 before dredging is discussed compared to regulatory standards. The results indicate that most of the sediment samples from the river Seine basin is lightly to moderately contaminated with organic and inorganic micropollutants (heavy metals, PAH, PCB), which makes its management after dredging easier. This pollution is strongly correlated with the organic matter content and to the fine fraction ($<50\ \mu\text{m}$) of the sediment. These results can lead to other management options than the ones already used in the river Seine basin: 1) dumping of lightly to moderately polluted sediments in quarries and 2) physical treatment (sieving, hydrocycloning) of contaminated sediments issued from "hot spots".

KEYWORDS

Dredged material, sediments, quality, river Seine basin, heavy metals, PAH

INTRODUCTION

The increasing urban environmental pollution and human impact leads to water quality deterioration. With the release of polluted water into the receiving water bodies, contaminants are absorbed onto suspended particles and subsequently accumulated in the underlying sediment (Hauge et al., 1998; Lau and Chu, 1999). Hence, dredging contaminated sediments means removing the pollution which are contained in the sediment.

Dredging techniques vary depending on the volume, texture, water content and grain size of the sediments to be removed. The method that causes the least environmental impact on the water quality, during dredging operations, is the hydraulic method. However, mechanical dredging yield materials containing high solid levels: this is an important criteria given for better

management of dredged material (DM) i.e. avoiding large water volumes management (Hauge et al., 1998).

Once dredged DM can be treated, valorised, or disposed. Before any management decision, it is necessary to characterise the DM chemically, physically and mechanically (Boutouil et al., 1997). However, in the economic, political context and management issues, such as the lack of disposal sites, can interfere with the decision provided by the characterisation of DM. In the specific case of the river Seine basin, mechanical dredging from a boat was chosen to remove ca. 150,000 m³ of sediment per year from the Seine basin. Dredging in the Seine basin is mainly "maintenance dredging" for navigation. DM is then dumped into wet disposal sites, i.e. disused quarries, downstream Paris. From 1992 to 1998, the site of Triel and from 1999 to 2001, the site of Rouillard have been filled with the DM extracted from the river Oise downstream Compiègne and from the river Seine downstream Vitry (Fig.1). According to an estimate in the 1980s by the US Army Corps of Engineers (Combs et al., 1982) and for a recent study in the Netherlands (Cuyppers et al., 1998), approximately one third of all dredged materials are contaminated by municipal sewage, industrial discharges and agricultural runoff.

In a previous paper (Carpentier et al., 2001), we characterised the physico-chemical properties and major contamination patterns of the sediments sampled from the river Seine basin before dredging. This work revealed the wide variety of the sediment quality, particularly the carbon content and the grain size, along the river Seine basin. The analysis of porewaters revealed high concentrations in ammonium that might lead to a management concern: in fact, the dumping of such sediment after dredging might induce an increase of ammonium concentrations in the receiving waters at the disposal sites (Carpentier et al., 2001b). After correlation analysis and geographic distribution study, the impact of the great Parisian region (including Paris itself and close counties) was not clearly observed. This impact was only observed when the location of the sediment sample was far enough, i.e. around 100 km from the urban and/or industrial sources. For example, samples V30 or V18 on Marne and Seine river respectively upstream Paris showed very different organic matter contents compared to S1 or S6 on Seine river downstream Paris. In order to improve our knowledge on the quality of river Seine basin sediments, we also analysed the micropollutants in the sediments. Here, We are not only interested in the sediment quality itself, but we are also concerned about the quality of the DM that it becomes, after extraction from the river bed, and its fate once moved to another receiving environment. For that reason, we also analysed micropollutants in porewaters of the sediments and leachates obtained with the same sediment samples. The study of leachates is, in the case of disposal, one of the techniques recommended by the French standard NF. XP X 31-210 for assessing the impact of materials on their close environment, after dumping. The study of porewaters was also performed in order to assess the potential release of pollutants that might occur during the management of DM. The aim of this work is to translate these sediment and pore quality data into dredging and treatment strategies for the river Seine basin.

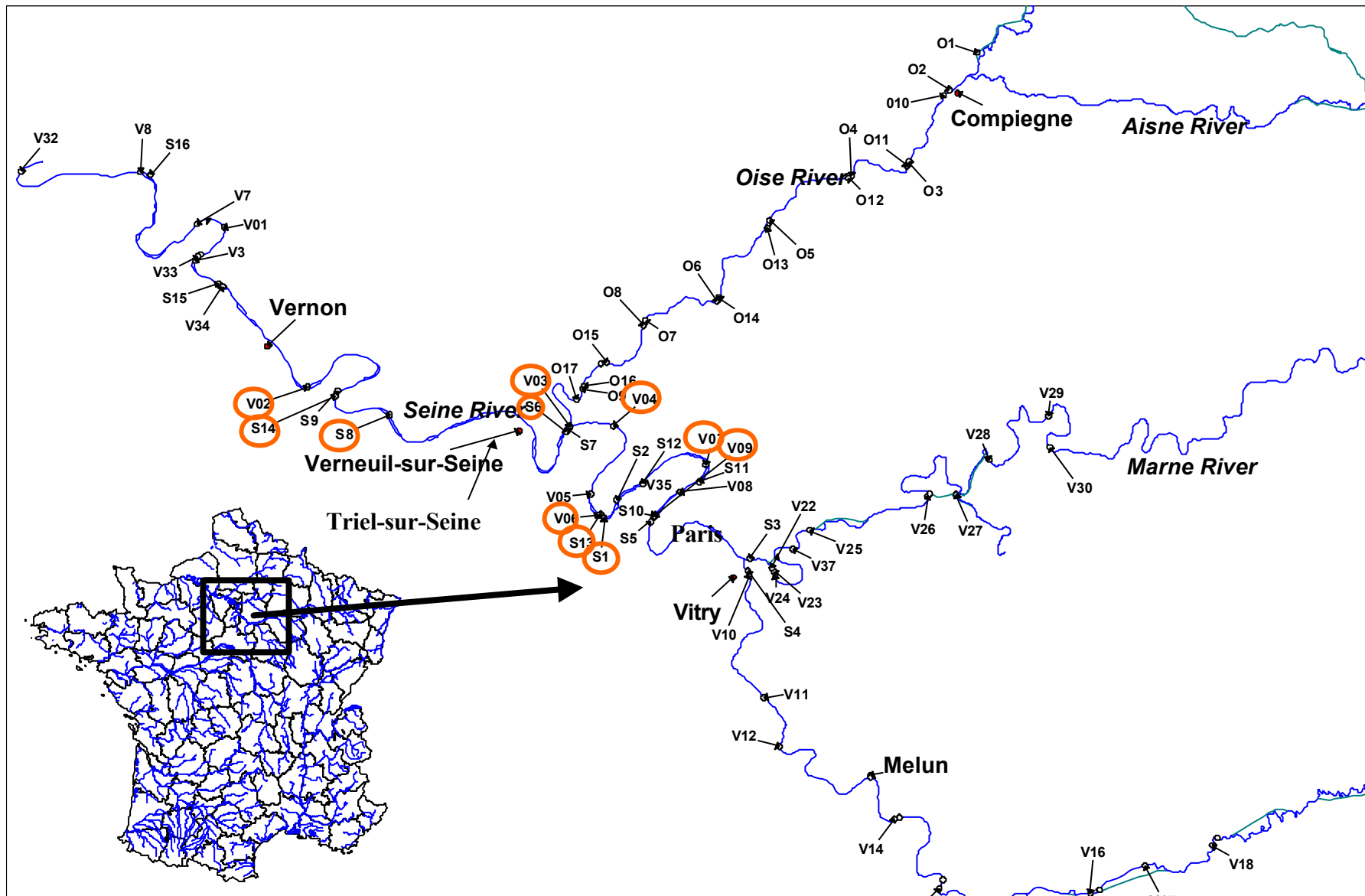


Fig. 1: Part of the Seine basin concerned in this study and site codes corresponding to the sediment samples collected during 1996, 1999 and 2000 campaigns.

MATERIAL AND METHODS

Sediment collection

The sampling procedure has been fully described previously. Briefly, samples were collected from the bottom of the rivers Seine, Oise and Marne by handcore sampling (20 to 50 cm depth depending on the DM quality) (Fig.1). Samples were collected in May and June 1996, April 1999 and May 2000 in representative areas determined by the Navigation Services of the Seine basin (SNS), according to the dredging needs for the following year, resulting from bathymetric survey of the river. Once cored, sediment samples were transferred into fully filled and closed glass containers (1 L) and were kept in a store room (4°C) for 48 hours maximum before homogenisation and analysis.

Methods

Different parameters were analysed both on the sediment (Table 1) and in the leachates obtained with the same sediment samples. Leachates were resulting from mixing 200 g of bulk sediment for 24 hours with 2 L of distilled water, according to the French AFNOR standard XP X31-210. Parameters were also measured on pore waters.

Table 1 : List of micropollutants determined in the sediment (S) sampled in 1996, 1999 and 2000, in the leachates (L) and in the pore water (P), methods used to analyse each parameter and detection limits (dl) for the different methods (* µg/L).

Analysis	Method	Analysis	Sample	dl (S) µg.g ⁻¹	dl (L) µg.g ⁻¹	dl (P) µg.L ⁻¹
Total hydrocarbons	X 31-410 ISO TR 11046	IR	S, L, P	20	1	50
Total PAH (16 EPA species)	NF T 90-115	HPLC	S, L, P	0.01	0.01*	0.01
Total Aliphatic hydrocarbons		GC/FID	S, L, P	2	20*	20
Toluene	NF ISO 11423-1	GC/FID	S	0.1	nd	nd
Pesticides	NF EN ISO 6468 T90-120	GC/MS	S	0.15	nd	nd
Total PCB (6)	NF EN ISO 6468 T90-120	GC/ECD	S	0.005	nd	nd
As	NF EN ISO 11885	ICP/AES	S, L, P	5	0.05	5
Cd	NF EN ISO 11885	ICP/AES	S, L, P	0.8	0.02	2
Cu, Cr, Ni, Pb, Zn	NF EN ISO 11885	ICP/AES	S, L, P	5	0.1	10
Al	NF EN ISO 11885	ICP/AES	S, L, P	5	1	10
Fe, Mn	NF EN ISO 11885	ICP/AES	S, L, P	5	0.1	10
Hg	XP T 90-113-2	Atomic fluorescence	S, L, P	0.05	0.005	0.5
Phenolic compounds	Acidic extraction,	GC/MS	S, L	2	nd	nd

The method to extract pore waters is described in a previous paper (Carpentier et al., 2001). Most parameters were measured following the French standard procedures i.e. AFNOR (Table 1). All samples were analysed by laboratories certified by the French Ministry of the Environment, i.e. certified by the COFRAC (Comité Français d'Accréditation). For international quality control, the COFRAC calibration certificates co-operates with other European calibration services (the European co-operation for Accreditation- EA). The harmonisation of the accreditation criteria and procedures are orientated towards the European standards for calibration and testing laboratories and their assessment and accreditation (EN ISO/IEC 17025 and EN 45 000 series). The detection limits for inorganic and organic micropollutant content of sediment samples were chosen in order to be significantly below regulatory standards (Table 1).

RESULTS AND DISCUSSION

Sediment quality

Heavy metals

The average metal content of the sediment collected in various dredged areas of the river Seine basin (Table 2 and Table 3) is generally slightly lower than the average values found in the total suspended solids (TSS) from the river Seine basin (Meybeck et al., 1998). In fact, in the case of Zn, levels vary from 190 to 700 $\mu\text{g.g}^{-1}$ in the TSS, whereas in the sediment analysed in the present study, concentrations vary from 40 to 560 $\mu\text{g.g}^{-1}$. The same difference is observed for Cd, Cu, Pb. This slight difference can be explained by the nature of the sediment itself. As we found out previously (Carpentier et al., 2001), grain size of sediments from the river Seine basin, and particularly the percentage of particles below 50 μm is on average of 20 %. In the study concerning TSS, this percentage was ranging from 40 to 45 %. This may explain the higher heavy metal content in TSS samples, compared to sediment samples, because heavy metals are preferably adsorbed on fine particles (Evans et al., 1990; Warren and Zimmermann, 1994; Perrin and Zimmer, 1995). However, the difference observed between sediments and TSS from the river Seine basin remains small compared to the difference of heavy metals content between sediments sampled at different locations of the Seine basin.

Concentrations of metallic pollutants found in the sediment sampled in the Seine basin are low (210 $\mu\text{g.g}^{-1}$ on average for Zn) compared to the values found in French Northern rivers [Petite Marque] and [Riez Simon] near Lille (59) (Ruban et al., 1998) which contain on average 1180 $\mu\text{g.g}^{-1}$ for Zn. This difference might be due to the characteristics of the sediment (TOC for the North of France river = 83 g.kg^{-1} whereas average TOC for this study = 37 g.kg^{-1}). In the case of sediments from canal Gent Terneuzen in Belgium (Cauwenberg et al., 1998), Zn concentrations can even reach 3200 $\mu\text{g.g}^{-1}$ due also to different characteristics (TOC for Belgian canal = 52 g.kg^{-1} and fine particles < 50 μm = 70 % whereas average fine particles for this study = 21 %). This difference is also observed for other heavy metals such as Cu, Pb, Cd, Ni. Hence, we can assume that sediments from the river Seine basin are less polluted with heavy metals than other rivers or canals situated in industrialised and densely populated areas, this difference being mainly due to the characteristics of the sediment such as the grain size or the organic content which are linked to the heavy metals contents.

To give a general idea of the metal contamination of sediments in the river Seine basin, we compared metal levels to the limits given by the Dutch decree on the quality of DM (circular on target values and intervention values for soil remediation, Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, updated 04/02/2000) which is often used as a reference in Europe. This decree gives two kinds of values: [A] for Alert value which is the target value for sediments, and [I] for [Intervention] value for which sediments are considered as contaminated (Table 4). Most samples present metal contents either inferior to the [A] limit, or between [A] and an intermediate value ((A+I)/2) for which sediments show moderate contamination. Fig.2 shows the distribution of the number of sites showing different quality classes considering the Dutch decree. A few samples present concentrations above this average value (V04, V06, V09 for Hg, V04, V07, S14 for Zn and V03, V07, S10, S12, S14, S15, S16 for Cu), and only two samples show concentrations above the [I] level: S1 and V02 for Hg. As a result, this comparison with the Dutch decree limits and the comparison with other values found in natural environments tend to indicate that most of the sediment samples from the river Seine basin are lightly to moderately contaminated with heavy metals.

Table 2: Metal content ($\mu\text{g.g}^{-1}$) in the sediment collected in 1996, 1999 and 2000 (* year of collection); see Fig. 1 for sampling site location.

Code	Y*	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Al	Fe	Mn
V01	1996		<0.8	<10	12	0.76	<5	32	70			
V02	1996		<0.8	<10	28	15.5	<5	50	98			
V03	1996	6.93	<0.8	46	172	1.61	22	194	535			
V04	1996	3.33	<0.8	24	102	6.31	<5	132	240			
V05	1996		<0.8	24	80	2.78	<5	174	290			
V06	1996		<0.8	22	92	5.55	<5	158	246			
V07	1996	5.69	6	46	122	2.5	20	278	563			
V08	1996	4.08	<0.8	20	70	2.35	<5	152	236			
V09	1996		<0.8	<10	64	5.9	<5	136	283			
V10	1996		<0.8	20	68	<0.05	<5	74	168			
V11	1996		<0.8	<10	42	<0.05	<5	82	118			
V12	1996		<0.8	<10	16	<0.05	<5	48	52			
V13	1996		<0.8	<10	22	<0.05	<5	118	94			
V14	1996		<0.8	<10	10	0.37	<5	36	32			
V15	1996		<0.8	<10	14	0.27	<5	44	26			
V16	1996		<0.8	<10	60	1.28	<5	<5	76			
V17	1996		<0.8	<10	16	0.36	<5	<5	30			
V18	1996		<0.8	<10	44	<0.05	<5	<5	54			
V19	1996		<0.8	<10	12	<0.05	<5	<5	36			
V20	1996		<0.8	<10	14	<0.05	<5	56	80			
V21	1996		<0.8	<10	14	<0.05	<5	214	260			
V22	1996		<0.8	28	68	<0.05	<5	86	238			
V23	1996	3.35	<0.8	<10	28	0.31	<5	38	82			
V24	1996		<0.8	20	50	0.28	<5	72	144			
V25	1996		<0.8	24	48	<0.05	<5	70	132			
V26	1996		<0.8	<10	20	<0.05	<5	<5	78			
V27	1996		<0.8	<10	18	<0.05	<5	42	60			
V28	1996		<0.8	20	38	<0.05	<5	58	118			
V29	1996		<0.8	20	26	<0.05	<5	32	88			
V30	1996		<0.8	<10	30	<0.05	<5	42	90			
V31	1996		<0.8	24	56	<0.05	<5	32	132			
S1	1999	<5	3		94	24	24	144	286	1800	9700	49
S2	1999	<5	<0.8		56	0.49	16	71	188	3000	5600	33
S3	1999	<5	<0.8		30	0.23	14	62	122	5900	5300	22
S4	1999	<5	<0.8		85	0.56	15	198	414	5000	5600	70
S5	1999	<5	1.3		60	0.51	21	73	210	2600	10900	37
S6	1999	<5	1.8		62	0.64	10	103	220	2600	3300	38
S7	1999	<5	3		83	0.92	19	83	293	3800	8200	50
S8	1999	<5	3		90	0.64	16	69	250	1800	7200	43
S9	1999	<5	1.5		54	0.65	20	70	225	2200	15100	39
V1	1999	<5	<0.8	44	91	0.8	17	42	278			
V2	1999	6	<0.8	48	96	0.8	18	9	295			
V3	1999	<5	<0.8	13	<5	<0.05	<5	<5	58			
V4	1999	<5	<0.8	25	29	<0.05	<5	12	88			
V5	1999	<5	<0.8	10	<5	0.1	<5	15	46			
V6	1999	<5	<0.8	16	26	0.192	<5	43	100			
V7	1999	<5	<0.8	13	8	0.109	<5	12	43			
V8	1999	6	<0.8	78	73	0.414	24	80	300			
O1	1999	<5	<0.8		9	0.29	14	42	81	6600	17000	15
O2	1999	<5	<0.8		<5	0.09	6	24	39	6100	9400	9
O3	1999	<5	<0.8		24	0.3	20	33	141	5900	14500	25
O4	1999	<5	<0.8		16	0.3	17	28	99	5100	12300	18
O5	1999	<5	<0.8		27	0.39	22	51	183	3100	2300	32
O6	1999	<5	<0.8		14	0.3	8	32	86	6800	8600	16
O7	1999	<5	<0.8		26	0.37	20	50	173	6900	18300	30
O8	1999	<5	<0.8		32	0.45	20	58	185	12900	11200	32
O9	1999	<5	<0.8		28	0.44	21	53	103	5300	23000	19
S10	2000	11	0.91	36	114	0.53	20	80	247	28661	29177	469
S11	2000	6	<0.8	11	23	0.18	9	44	116	6652	6643	243
S12	2000	13	1.33	48	131	0.56	28	107	355	32778	34240	495
S13	2000	<5	<0.8	11	27	0.25	<5	64	87	3119	4676	199
S14	2000	13	2.06	73	136	0.76	30	102	450	36148	36960	509
S15	2000	10	1.65	63	127	0.64	25	88	400	34464	33711	456
S16	2000	12	1.66	63	120	0.65	26	83	380	30276	36787	484
O10	2000	11	<0.8	40	28	0.15	23	24	144	24488	39859	343
O11	2000	6	<0.8	34	28	0.15	17	39	136	15886	21756	356
O12	2000	10	<0.8	41	32	0.17	20	30	179	25105	32261	379
O13	2000	9	<0.8	35	31	0.23	16	33	191	21337	31955	419
O14	2000	12	0.92	49	39	0.26	24	38	225	32588	38650	481
O15	2000	7	<0.8	26	23	0.21	11	28	125	1562	15496	358
O16	2000	11	<0.8	40	42	0.28	19	44	220	23764	35368	406
O17	2000	7	<0.8	30	32	0.28	14	35	171	4017	20921	391

Table 3: Metal content ($\mu\text{g.g}^{-1}$) of the sediments collected before dredging in the Seine Basin in 1996, 1999 and 2000 ; number of samples (n), median (d_{50}), first and last decile (d_{10} , d_{90}), minimum and maximum (min, max), standard deviation (SD), and coefficient of variation in % (CV) of the data given in Table 2.

Site		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Al	Fe	Mn	Ref.
Seine River, 1996-2000 (sediment)	n	41	42	32	50	50	50	50	50	33	33	33	This study
	d_{10}	<5	<0.8	10.1	0	0.15	3.6	23.1	79.9	2280	5360	18.2	
	d_{50}	<5	0.8	32	31.5	0.45	17	52	189	6100	15100	50	
	d_{90}	11	2.0	61.6	120.2	3.06	24	152.6	382	32126	36503	479	
	min.	<5	<0.8	4	<5	<0.05	<5	<5	39	1562	2300	9	
	max.	13	6	78	172	24	30	278	563	36148	39859	509	
	mean	3.8	1.1	32.5	49.3	1.65	14.7	72.0	210	12371	18362	199	
	SD	4.9	1.1	20.0	44.4	4.1	8.4	57.2	123	11780	12291	195	
	CV	129	107	62	90	247	58	79	59	95	67	98	
Seine River, 1996-1998 (TSS)	min		0.8	43				82	192		16600		Meybeck <i>et al.</i> , 1998
	max		7.9	380				300	825		25300		
	annual mean		2.7		88	0.9		109	401	52700			
North of France River	mean		2.8	133	220		42	360	1180				Ruban <i>et al.</i> , 1998
Detroit River, USA	mean		7.2	129	85.1		71.3	176.0	792				Besser <i>et al.</i> , 1996
Elbe River, Germany (TSS)	mean		11.5		150	6			1500				Netzband <i>et al.</i> , 1998
Danube River, Hungary	mean		0.8	70.7	42		36	47.8	159				Gruiz <i>et al.</i> , 1998
Rio de Janeiro River, Bresil	mean	3.4			28.6		13.6	44.2	110				Almeida <i>et al.</i> , 2001
Canal, Belgium	mean		12.9	267	128			721	3200	14580	29000	2480	Cauwenberg <i>et al.</i> , 1998

Table 4: Alert values (A) and Intervention values (I) for soil remediation (Dutch circular, 04/02/2000, Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, Holland) ($\mu\text{g.g}^{-1}$).

Polluant	A. Alert value	I. Intervention value
As	29	55
Cd	0.8	12
Cr	100	380
Cu	36	190
Hg	0.3	10
Ni	35	210
Pb	85	530
Zn	140	720
Benzene	0.05	2
Toluene	0.05	130
PCBtot*	0.02	1
PAHtot**	1	40
DDT+DDD+DDE	0.0025	4
Alkanes	50	5000
Phtalates _{tot}	0.1	60
HCH	-	2

*PCBtot = sum of PCB 28, 52, 101, 118, 153, 180 ; **HAPtot = sum of 10 PAH [Anthracene, Fluoranthene, Benzo(*k*)fluoranthene, Benzo(*ghi*)perylene, Indeno(123-*cd*)pyrene, Benzo(*a*)anthracene, Benzo(*a*)fluoranthene, Chrysene, Naphtalene, Phénanthrene].

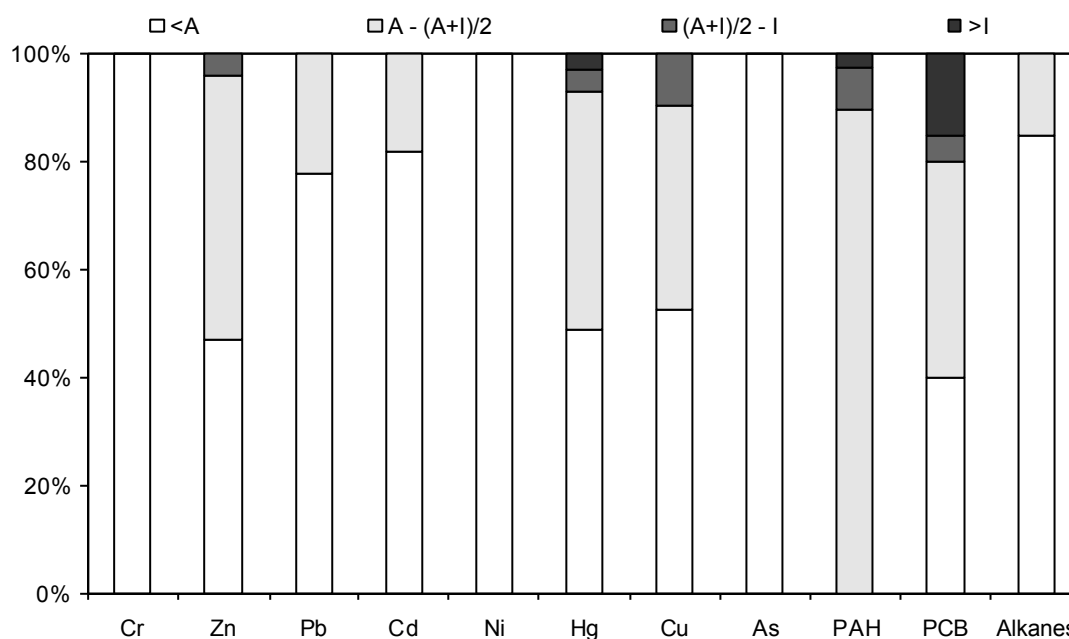


Fig.2: Statistical distribution of the number of sediment sample presenting a contamination in heavy metals or organic micropollutants below (<A) the Alert value of the Dutch decree on the quality of sediments, above (>I) the Intervention value of this decree, or within these two values.

Organic micropollutants

Total PAH levels, i.e. sum of 16 species listed by USEPA, found in the river Seine basin sediments (Table 5 and Table 6) are similar to the values in TSS previously collected in the river Seine (Meybeck et al., 1998). The sediments sampled in the present study contain $6.7 \mu\text{g.g}^{-1}$ (median) of total PAH with a maximum of $84 \mu\text{g.g}^{-1}$ and a minimum of $1.4 \mu\text{g.g}^{-1}$.

When TSS contain from 6 to 11 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (median) of total PAH from upstream Paris to the sampling site at Chatou, downstream Paris, corresponding to the site S2 in the present study (Fig.1). Unlike heavy metals, total PAH contents in sediments and in TSS present similar levels.

Total PAH in the sediments from the river Seine basin show average values of 10.9 $\mu\text{g.g}^{-1}$. In the North of France, a very industrialised region, river sediments contain far higher total PAH contents that can reach 770 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (Ruban et al., 1998). Compared to the alert and intervention values from the Dutch decree (04/02/2000), most samples issued from the river Seine basin present concentrations below \square value and/or between \square and $((A+I)/2)$ values (Fig. 2). Still, some samples show values superior to $((A+I)/2)$, i.e. S1, S8, S13, and one sample shows a concentration above the \square intervention value, S6. But out of 38 samples, we can assume that the majority of the sediment samples are lightly to moderately contaminated if we consider the Dutch decree and by comparing the case of the river Seine basin to other urban river basins.

PCBs were also measured in this survey. Total PCB contents obtained in Seine sediment samples collected in 1992 to 1995 (Meybeck et al., 1998) varied from 500 to 3000 ng.g^{-1} . In the sediments analysed for the present survey, total PCB content varied between detection limit levels (5 ng.g^{-1}) and 1300 ng.g^{-1} , with the exceptional site V03, at the Seine-Oise river junction, showing a concentration of 22900 ng.g^{-1} . This exceptional value at site V03 may be due to the influence of the Oise river and its associated pollution which joins the Seine river at this site, and also the industries and combined sewer overflows upstream at this site on the Seine river. Thus, we can assume that this range of total PCB concentrations corresponds to the one previously observed on the sediments measured in the river Seine basin (Meybeck et al., 1998). Compared to other river basins, sediments from the river Seine basin show lower total PCB amounts (mean = 1.4 $\mu\text{g.g}^{-1}$) than sediments from the Rhine river in the Netherlands which presents an average level of 5.5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (Van Der Hurk et al., 1997). Again, in that Dutch study, sediments presented loss on ignition of 14 % on average whereas in this study, the mean organic matter content is of only 8 %. This difference might explain the PCB contents since PCB contents vary as a function of organic matter contents (Fowler, 1990). Compared to the Dutch decree, most samples from the river Seine basin showed total PCB concentrations below the \square value and between \square and $((A+I)/2)$ intermediate value (Fig. 2). Nevertheless, the concentration of sample V08 on Oise river was above $((A+I)/2)$ and concentrations of samples V03, V04 and V07 on Seine river downstream Paris were above \square value. Again, concerning the total PCB level, as for heavy metals and PAH, we can state that most of the sediment samples from the river Seine basin are lightly to moderately contaminated compared to Dutch criteria.

We also measured pesticide, toluene and phenols contents in the sediments: we do not discuss these results in the present paper since most values were found below detection limits (Table 5 and Table 6).

Table 5: Organic micropollutant content ($\mu\text{g.g}^{-1}$) in the sediment collected in 1996, 1999 and 2000 (* year of collection), see Fig. 1 for sampling site location.

Code	Y*	HC _{tot}	PAH _{tot}	Ali _{tot}	PCB _{tot}	Pesticides	Toluene	Phenols
V01	1996	3						
V02	1996	118						
V03	1996	522	6.66		22.9			<2
V04	1996	45	11.78		1.32			<2
V05	1996	213						
V06	1996	243						
V07	1996	98	4.78		1.33			<2
V08	1996	457	1.78		0.92			<2
V09	1996	65						
V10	1996	427						
V11	1996	269						
V12	1996	66						
V13	1996	57						
V14	1996	357						
V15	1996	71						
V16	1996	111						
V17	1996	56						
V18	1996	24						
V19	1996	121						
V20	1996	117						
V21	1996	745						
V22	1996	440						<2
V23	1996	60	1.4		0.06			
V24	1996	263						
V25	1996	543						
V26	1996	87						
V27	1996	12						
V28	1996	64						
V29	1996	84						
V30	1996	114						
V31	1996	129						
V32	1996	6						
V33	1996	12						
V34	1996	1014						
V35	1996	584						
V36	1996	225						
V37	1996	266						
V38	1996	295						
S1	1999		29.8	25.5				
S2	1999		18.4	28				

Code	Y*	HC _{tot}	PAH _{tot}	Ali _{tot}	PCB _{tot}	Pesticides	Toluene	Phenols
S3	1999		13.0	14.6				
S4	1999		11.3	33.1				
S5	1999		5.7	33.4				
S6	1999		83.8	55.2				
S7	1999		19.1	133.1				
S8	1999		22.6	24.3				
S9	1999		10.3	66.1				
V1	1999	388						
V2	1999	214						
V3	1999	21						
V4	1999	121						
V5	1999	24						
V6	1999	21						
V7	1999	63						
V8	1999	46						
O1	1999		1.4	12.4				
O2	1999		2.1	23.4				
O3	1999		3.5	22.7				
O4	1999		3.5	44.9				
O5	1999		5.9	51.9				
O6	1999		6.2	11.1				
O7	1999		5.4	38.9				
O8	1999		10.4	60.5				
O9	1999		4.5	30.9				
S10	2000	459	7.5	<2	0.025	0.91	1	1.1
S11	2000	44	6.2	<2	0.049	<0.15	<0.1	<2
S12	2000	918	4.8	<2	0.022	<0.15	2.6	5
S13	2000	90	23.7	6.9	0.012	<0.15	<0.1	<2
S14	2000	1135	7.7	4.4	0.094	<0.15	0.9	<2
S15	2000	1252	13.1	2.9	0.129	<0.15	0.4	<2
S16	2000	712	7.7	4.5	0.114	<0.15	1.4	<2
O10	2000	163	4.7	<2	0.006	<0.15	<0.1	<2
O11	2000	180	4.9	<2	0.018	<0.15	<0.1	<2
O12	2000	343	3.7	<2	<0.005	<0.15	0.3	<2
O13	2000	342	12.7	5.7	0.064	<0.15	0.2	<2
O14	2000	367	5.9	13	<0.005	<0.15	0.2	<2
O15	2000	96	3.2	7.3	0.011	<0.15	<0.1	<2
O16	2000	380	8.5	8.1	<0.005	<0.15	0.5	<2
O17	2000	194	7.9	6.7	<0.005	<0.15	0.6	<2

Table 6: Organic pollutant content ($\mu\text{g.g}^{-1}$) in the sediment collected before dredging in the Seine basin in 1996, 1999 and 2000 ; number of samples (n), median (d_{50}), first and last decile (d_{10} , d_{90}), minimum and maximum (min, max), standard deviation (SD), and coefficient of variation in % (CV) of the characteristics given in Table 5.

Site		HC _{tot}	PAH _{tot}	Al _{tot}	PCB _{tot}	Pesticides	Toluene	Phenols	Ref.
Seine River, 1996-2000 (sediment)	n	61	38	33	20	15	15	20	This study
	d_{10}	21	3.4	<2	<0.005	0.91	0.2	1.5	
	d_{50}	194	6.7	13	0.03	0.91	0.5	3.0	
	d_{90}	794	20.5	54	1.3	0.91	1.5	4.6	
	min.	3	1.4	<2	<0.005	0.91	0.2	1.1	
	max.	1252	84	133	22.9	0.91	2.6	5	
	mean	302	10.9	23	1.4	0.91	0.8	3.0	
	SD	330	13.9	27	5.2	-	0.7	2.8	
Seine River, 1995 (TSS)	CV	109	127	118	367	-	91	90	Meybeck <i>et al.</i> , 1998
	min.		6	61	0.5				
North of France River	max.		11	100	3				Ruban <i>et al.</i> , 1998
	mean		770						
Louisiana waterways, USA	mean		7.3						Mowat and Bundy, 2001
New Jersey, USA	mean		17.4		0.6				Pollice <i>et al.</i> , 1996
Rhine River, Germany	mean		2.6		5.5				Van Der Hurk <i>et al.</i> , 1997
Detroit River, USA	mean		76.8		2.5				Besser <i>et al.</i> , 1996

Leachates and pore water quality

Concentrations of micropollutants in the leachates obtained from the river Seine basin sediments are mostly below detection limits (Table 7): exceptions are rare. We also measured micropollutants in porewaters. Concentrations were also frequently below detection limits (Table 8). From these results, we can assume that there is only a minor short term risk of micropollutants release by DM. Alternatively, we suggest that the leaching test performed by mixing a 100 g/L suspension of sediment, during 24 h, is unable to simulate sediment diagenesis under anoxic conditions. Thus, it is difficult to anticipate the behaviour of micropollutants once the sediment has been dredged, unless we monitor the evolution of dredged materials with time *in situ* (Carpentier, 2002).

Table 7: Metal and organic micropollutant content ($\mu\text{g.g}^{-1}$) in the leachates of the sediments sampled in 1996, 1999 and 2000 (* year of collection; ¹ g.L^{-1} ; ² mg.L^{-1}); see Fig 1 for sampling site location.

Code	Y*	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Al	Fe	Mn	HC _{tot}	PAH _{tot} ¹	Ali _{tot} ²
V03	1996	0.126	<0.02	<0.1	2.5	<0.005	<0.1	<0.1	6.5				<1	0.016	
V07	1996		<0.02	<0.1	<0.1	<0.005	<0.1	<0.1	1.4				<1		
V08	1996		<0.02	<0.1	<0.1	<0.005	<0.1	<0.1	0.7						
V10	1996	0.09	<0.02	<0.1	1.6	<0.005	<0.1	<0.1	1.3						
V32	1996	0.01	<0.02	<0.1	<0.1	<0.005	<0.1	<0.1	0.3						
V33	1996	0.02	<0.02	<0.1	<0.1	<0.005	<0.1	<0.1	0.4						
V34	1996	0.35	<0.02	<0.1	<0.1	0.06	<0.1	<0.1	3.9						
V35	1996	0.15	<0.02	<0.1	<0.1	<0.005	<0.1	<0.1	1.4						
V36	1996	0.06	<0.02	<0.1	<0.1	<0.005	<0.1	<0.1	0.9						
V37	1996	0.02	<0.02	<0.1	<0.1	0.14	<0.1	<0.1	<0.1						
V38	1996	0.02	<0.02	<0.1	<0.1	0.02	<0.1	<0.1	0.6						
S1	1999	<0.05	<0.02		<0.1	<0.005	<0.1	<0.1	<0.1	<1	0.1	0.1		<0.01	<0.020
S2	1999	<0.05	<0.02		<0.1	<0.005	<0.1	<0.1	0.1	0.2	0.2	0.1		<0.01	<0.020
S3	1999	<0.05	<0.02		<0.1	0.01	<0.1	<0.1	<0.1	<1	<0.1	<0.1		<0.01	<0.020
S4	1999	<0.05	<0.02		<0.1	0.009	<0.1	<0.1	<0.1	<1	<0.1	<0.1		<0.01	<0.020
S5	1999	<0.05	<0.02		<0.1	0.009	<0.1	<0.1	<0.1	<1	0.2	0.1		<0.01	<0.020
S6	1999	<0.05	<0.02		<0.1	0.009	<0.1	<0.1	0.2	<1	0.4	<0.1		<0.01	<0.020
S7	1999	<0.05	<0.02		<0.1	0.009	<0.1	<0.1	0.2	<1	<0.1	0.7		<0.01	<0.020
S8	1999	<0.05	<0.02		<0.1	0.009	<0.1	<0.1	<0.1	<1	0.1	0.2		<0.01	<0.020
S9	1999	<0.05	<0.02		<0.1	0.009	<0.1	<0.1	<0.1	<1	<0.1	0.2		<0.01	<0.020
V1	1999	<0.05	<0.02	<0.1	<0.1	<0.005	<0.1	<0.1	<0.1				<1		
V2	1999	<0.05	<0.02	<0.1	<0.1	<0.005	<0.1	<0.1	<0.1				<1		
V3	1999	<0.05	<0.02	<0.1	<0.1	<0.005	<0.1	<0.1	<0.1				<1		
V4	1999	<0.05	<0.02	<0.1	<0.1	<0.005	<0.1	<0.1	<0.1				<1		
V5	1999	<0.05	<0.02	<0.1	<0.1	<0.005	<0.1	<0.1	<0.1				<1		
V6	1999	<0.05	<0.02	<0.1	0.2	<0.005	<0.1	<0.1	<0.1				<1		
V7	1999	<0.05	<0.02	<0.1	0.1	<0.005	<0.1	<0.1	0.2				<1		
V8	1999	<0.05	<0.02	<0.1	0.1	<0.005	<0.1	<0.1	<0.1				<1		
O1	1999	<0.05	<0.02		<0.1	0.009	<0.1	<0.1	<0.1	<1	<0.1	0.3		<0.01	<0.020
O2	1999	<0.05	<0.02		<0.1	0.01	<0.1	<0.1	<0.1	<1	0.5	<0.1		<0.01	<0.020
O3	1999	<0.05	<0.02		<0.1	0.009	<0.1	<0.1	<0.1	<1	0.3	0.2		<0.01	<0.020
O4	1999	<0.05	<0.02		<0.1	0.01	0.2	<0.1	0.2	<1	0.1	0.2		<0.01	<0.020
O5	1999	<0.05	<0.02		<0.1	0.01	<0.1	<0.1	<0.1	<1	<0.1	0.2		<0.01	<0.020
O6	1999	<0.05	<0.02		<0.1	<0.005	<0.1	<0.1	<0.1	0.3	0.3	<0.1		<0.01	<0.020
O7	1999	<0.05	<0.02		<0.1	<0.005	<0.1	<0.1	<0.1	<1	<0.1	0.6		<0.01	<0.020
O8	1999	<0.05	<0.02		<0.1	<0.005	<0.1	<0.1	<0.1	<1	0.2	0.6		<0.01	<0.020
O9	1999	<0.05	<0.02		<0.1	<0.005	<0.1	<0.1	<0.1	<1	<0.1	0.3		<0.01	<0.020
S10	2000	<0.05	<0.02	<0.1	<0.1	<0.005	0.1	<0.1	0.2	<1	1.1	<0.1	<1	<0.01	<0.020
S11	2000	0.05	<0.02	<0.1	<0.1	<0.005	0.1	<0.1	<0.1	1.5	0.8	<0.1	<1	<0.01	<0.020
S12	2000	<0.05	<0.02	<0.1	<0.1	<0.005	<0.1	<0.1	0.5	1.1	0.3	1.6	<1	<0.01	<0.020
S13	2000	<0.05	<0.02	0.6	<0.1	<0.005	0.3	<0.1	0.2	<1	2.4	0.1	<1	<0.01	<0.020
S14	2000	<0.05	<0.02	<0.1	<0.1	<0.005	<0.1	<0.1	0.2	1.6	0.4	<0.1	<1	<0.01	<0.020
S15	2000	<0.05	<0.02	0.2	<0.1	<0.005	0.1	<0.1	0.2	<1	0.7	<0.1	<1	<0.01	<0.020
S16	2000	<0.05	<0.02	<0.1	<0.1	<0.005	<0.1	<0.1	0.3	1.6	0.4	0.1	<1	<0.01	<0.020
O10	2000	<0.05	<0.02	0.3	<0.1	<0.005	0.2	<0.1	0.2	<1	1.5	<0.1	<1	<0.01	<0.020
O11	2000	<0.05	<0.02	0.1	<0.1	<0.005	<0.1	<0.1	0.2	1.4	1.5	0.1	<1	<0.01	<0.020
O12	2000	<0.05	<0.02	<0.1	<0.1	<0.005	<0.1	<0.1	0.2	1.5	1.1	<0.1	1.5	<0.01	<0.020
O13	2000	<0.05	<0.02	0.2	<0.1	<0.005	0.1	<0.1	0.2	<1	1.4	<0.1	<1	<0.01	<0.020
O14	2000	<0.05	<0.02	0.3	0.2	<0.005	0.2	<0.1	<0.1	<1	1.3	<0.1	<1	<0.01	<0.020
O15	2000	<0.05	<0.02	<0.1	<0.1	<0.005	<0.1	<0.1	0.2	1.7	2	<0.1	<1	<0.01	<0.020
O16	2000	<0.05	<0.02	0.3	0.2	<0.005	0.2	<0.1	0.2	<1	1.4	<0.1	<1	<0.01	<0.020
O17	2000	<0.05	<0.02	<0.1	<0.1	<0.005	<0.1	<0.1	0.2	1.2	1	<0.1	<1	<0.01	<0.020

Table 8: Metal and organic micropollutant content ($\mu\text{g.L}^{-1}$) in porewaters of sediments sampled in 1996, 1999 and 2000 (* year of collection); see Fig. 1 for sampling site location.

Code	Y*	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Al	Fe	Mn	HC _{tot}	PAH _{tot}	Ali _{tot}
S1	1999	<5	<2		10	<0.5	<10	<10	40	<10	168	1910		0.18	<20
S2	1999	8.5	<2		<10	<0.5	<10	<10	40	20	310	6970		0.2	40
S3	1999	8.6	<2		<10	0.73	<10	<10	30	<10	186	2350		<0.01	<20
S4	1999	<5	<2		<10	0.79	<10	<10	20	<10	215	5350		<0.01	<20
S5	1999	<5	<2		<10	0.69	<10	<10	20	<10	299	5670		<0.01	20
S6	1999	<5	<2		<10	0.74	<10	<10	30	<10	300	560		0.35	<20
S7	1999	10.8	<2		<10	1.06	<10	<10	10	10	1010	552		0.22	40
S8	1999	<5	<2		<10	0.5	<10	<10	50	<10	665	2950		0.27	<20
S9	1999	5.6	<2		<10	0.83	<10	<10	<10	<10	282	5620		<0.01	<20
V1	1999	9.4	<2	<10	<10	<0.5	26	<10	20				<50		
V2	1999	5.8	<2	<10	<10	<0.5	25	<10	20				<50		
V3	1999	<5	<2	<10	<10	0.73	<10	<10	10				x		
V4	1999	6.6	<2	<10	20	<0.5	<10	<10	30				<50		
V5	1999	<5	<2	<10	<10	<0.5	14	<10	20				<50		
V6	1999	<5	<2	<10	<10	<0.5	17	<10	20				<50		
V7	1999	<5	<2	<10	<10	<0.5	13	<10	20				<50		
V8	1999	<5	<2	<10	<10	<0.5	26	<10	20				190		
O1	1999	15.1	<2		<10	0.76	11	<10	40	<10	309	1230		<0.01	<20
O2	1999	11.8	<2		<10	0.7	<10	<10	30	<10	524	477		<0.01	<20
O3	1999	<5	<2		<10	0.66	<10	<10	<10	<10	170	521		<0.01	<20
O4	1999	<5	<2		<10	0.65	211	<10	40	<10	634	610		<0.01	<20
O5	1999	<5	<2		<10	0.76	<10	<10	20	<10	309	935		<0.01	<20
O6	1999	<5	<2		<10	<0.5	<10	<10	40	<10	191	423		<0.01	<20
O7	1999	<5	<2		<10	<0.5	<10	<10	40	20	1600	358		0.1	<20
O8	1999	<5	<2		<10	<0.5	<10	<10	30	10	1500	283		0.1	<20
O9	1999	<5	<2		<10	<0.5	<10	<10	30	<10	204	214		<0.01	<20
S10	2000												<50		
S12	2000												80		
S14	2000												120		
S15	2000												<50		
S16	2000												60		
O10	2000												<50		
O11	2000												<50		
O12	2000												<50		
O13	2000												<50		
O14	2000												<50		
O15	2000												<50		
O16	2000												<50		
O17	2000												<50		

Geographic distribution and correlation analysis

Correlation analysis was performed to assess the probable link between micropollutants and physico-chemical parameters presented and discussed in a previous paper (Carpentier et al., 2001), as well as between micropollutants themselves (Table 9). The correlation between the sediments organic matter content and some heavy metals is significant ($r>0.7$, $n>46$, $P<0.01$): Cr, Ni, As, Fe, Al and Mn as well as the correlation between organic matter and total hydrocarbons ($r=0.63$, $n=61$, $P<0.01$). This kind of correlation has often been demonstrated in literature (Irwin et al., 1997). Also, as expected, fine particles percentage was correlated significantly to some heavy metal contents: Cr, As, Fe, Al, and Mn ($r>0.7$, $n>46$, $P<0.01$) and to Ni ($r=0.47$, $n=71$, $P<0.01$). Fine particles were also significantly correlated to total

hydrocarbons ($r=0.36$, $n=61$, $P<0.01$). Concerning organic micropollutants and heavy metals, we found out that total hydrocarbon concentrations were significantly correlated ($r>0.7$, $n>33$, $P<0.01$) to some heavy metal concentrations: Cr, Zn, Ni, Cu, As, Al and Mn, probably indicating the influence of industrial or urban runoff. But total PAH and total PCB levels were not correlated to one another or with heavy metals. A few heavy metals were correlated to one another: Cr with Zn, Ni, Cu, Fe, Al, Mn. The fact that Cr is correlated to Fe, Al and Mn, which are crustal metals, corresponds to the fact that part of Cr in the environment is natural. Its correlation with Zn, Ni and Cu could be related to the anthropogenic origin of Cr, since Ni, Cu and Zn are involved in many industrial processes (Rodier et al., 1996). Fe, Al and Mn are strongly correlated ($0.83 < r < 0.89$) because they are crustal metals and therefore belong to the matrix of the sediments (Rodier et al., 1996), but their content is also strongly linked to the As one ($0.91 < r < 0.94$), which is quite unexpected. These results suggest As is both adsorbed onto organic matter and charged surfaces of clays (Irwin et al., 1997).

We performed a geographic distribution analysis using Mapinfo[®] Geographic Information System in order to present a general overview of the micropollutant content of sediments along the whole river Seine basin, and to try and link the most polluted areas to the main point sources identified in the same region (combined sewer overflows were listed in Meybeck *et al.*, 1998, and industrial effluents were inventoried for this study) (Fig. 3). Unlike physico-chemical parameters, micropollutants show a very clear pattern: highly contaminated sites are regularly situated in the same areas of the river Seine basin, whatever the micropollutant considered. Downstream all major source of pollutants, i.e. industrial effluent and/or combined sewer overflow sites, the sediment samples present higher micropollutant contents. Fig. 4 illustrates this relation with Zn: the 8 "hot spots" correspond exactly to a cluster of industries and waste water treatment plants as well as combined sewer overflow sites. We can state that these contamination distribution maps represent a recent fingerprint of diverse pollution, since the specific areas sampled for this study are dredged frequently and thus, the surface sediment that has been sampled was present and contaminated for less than 3 years. It is important to note that similar distribution maps were also found for Cu, Pb, Cr, As, Hg, Ni, Cd, and total hydrocarbons, and to a lesser extent, for total PAH and PCB, and Fe, Al and Mn.

Table 9: Correlation matrix of analysed parameters for sediment samples of the Seine basin from 1996, 1999 and 2000 (n>15). In bold are indicated the highly significant (P<0.01) correlations.

	TOC	density	Humidity	OM	Fine particles	HC _{tot}	PAH _{tot}	Ali _{tot}	PCB _{tot}	Toluene	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Al	Fe	Mn
TOC	1																				
density	-0.70	1																			
Humidity	0.44	-0.86	1																		
OM	0.36	-0.77	0.69	1																	
Fine particles	-0.03	-0.56	0.53	0.51	1																
HC _{tot}	0.58	-0.60	0.68	0.63	0.36	1															
PAH _{tot}	0.16	0.11	-0.10	-0.17	-0.27	0.07	1														
Ali _{tot}	0.20	0.29	0.26	-0.32	-0.38	-0.19	0.29	1													
PCB _{tot}	0.34	-0.17	0.22	-0.35	-0.11	0.07	-0.04	-0.24	1												
Toluene	0.54	-0.43	0.59	0.59	0.38	0.58	-0.18	-0.26	0.21	1											
As	0.22	-0.68	0.40	0.81	0.71	0.70	-0.17	-0.52	-0.14	0.60	1										
Cd	0.59	-0.13	0.17	0.20	0.00	0.20	0.24	0.39	-0.05	0.54	0.05	1									
Cr	0.47	-0.66	0.77	0.73	0.66	0.60	-0.05	-0.03	0.11	0.45	0.64	0.37	1								
Cu	0.62	-0.51	0.51	0.47	0.28	0.62	0.13	-0.02	0.50	0.75	0.39	0.47	0.71	1							
Hg	0.27	0.18	-0.02	-0.07	-0.17	-0.07	0.23	0.04	0.19	0.67	-0.13	0.27	-0.06	0.23	1						
Ni	0.48	-0.62	0.77	0.77	0.47	0.61	-0.13	0.00	0.11	0.58	0.60	0.38	0.91	0.51	0.07	1					
Pb	0.32	-0.20	0.21	0.14	-0.12	0.34	0.16	0.19	0.47	0.75	0.01	0.48	0.25	0.61	0.30	0.17	1				
Zn	0.50	-0.58	0.59	0.54	0.30	0.63	0.08	0.05	0.49	0.65	0.40	0.56	0.78	0.89	0.18	0.63	0.75	1			
Al	0.26	-0.62	0.37	0.82	0.76	0.78	-0.24	-0.47	0.45	0.48	0.94	-0.01	0.86	0.51	-0.16	0.62	0.02	0.52	1		
Fe	0.12	-0.40	0.37	0.75	0.80	0.57	-0.35	-0.49	0.24	0.36	0.91	-0.06	0.83	0.34	-0.13	0.63	-0.16	0.37	0.89	1	
Mn	0.13	-0.44	0.07	0.83	0.68	0.74	-0.21	-0.59	0.39	0.60	0.92	-0.05	0.86	0.43	-0.14	0.40	-0.05	0.43	0.84	0.83	1

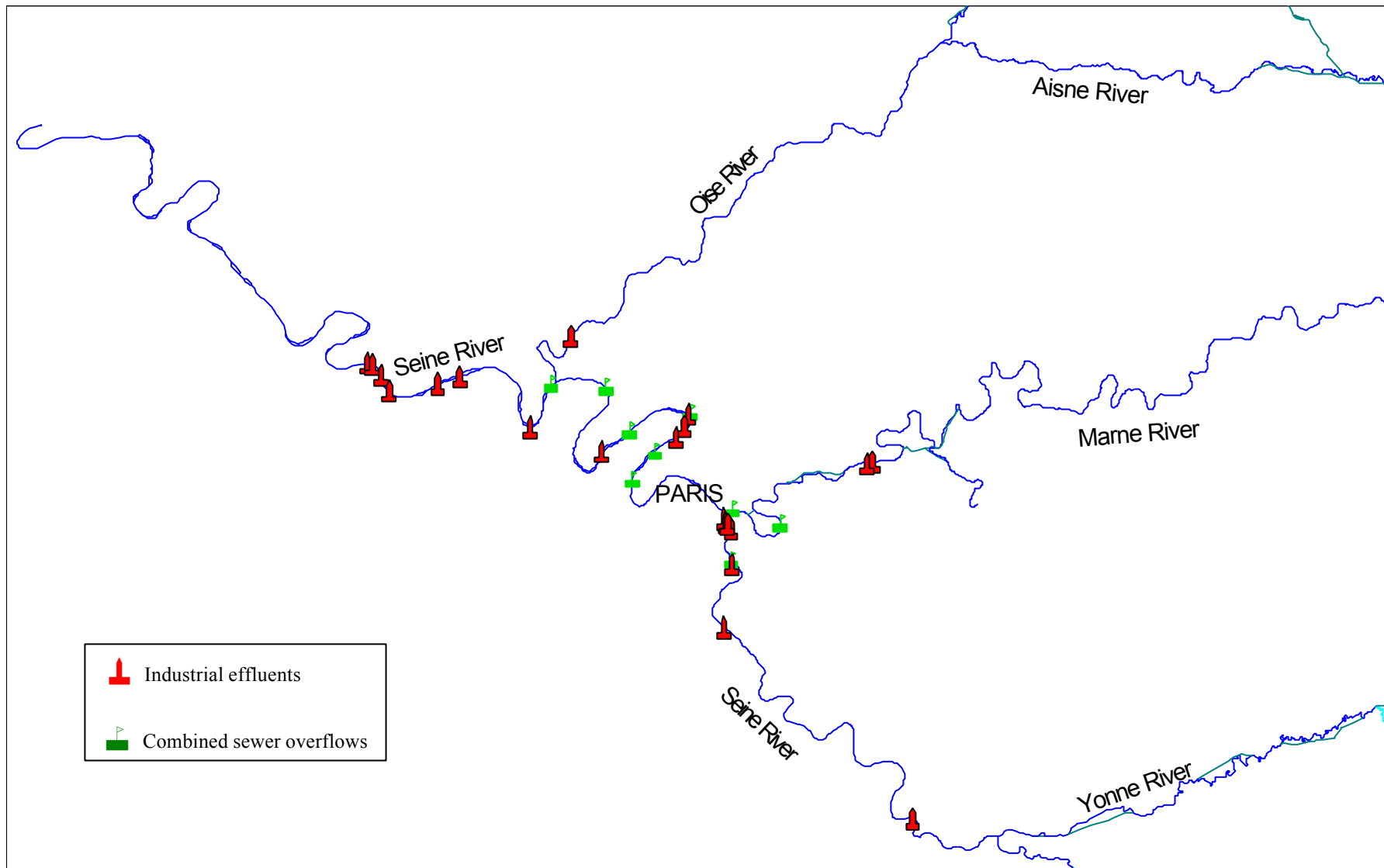


Fig.3: Sites of major industrial effluents inventoried for this study and combined sewer overflows (listed in Meybeck *et al.*, 1998) in the river Seine basin.

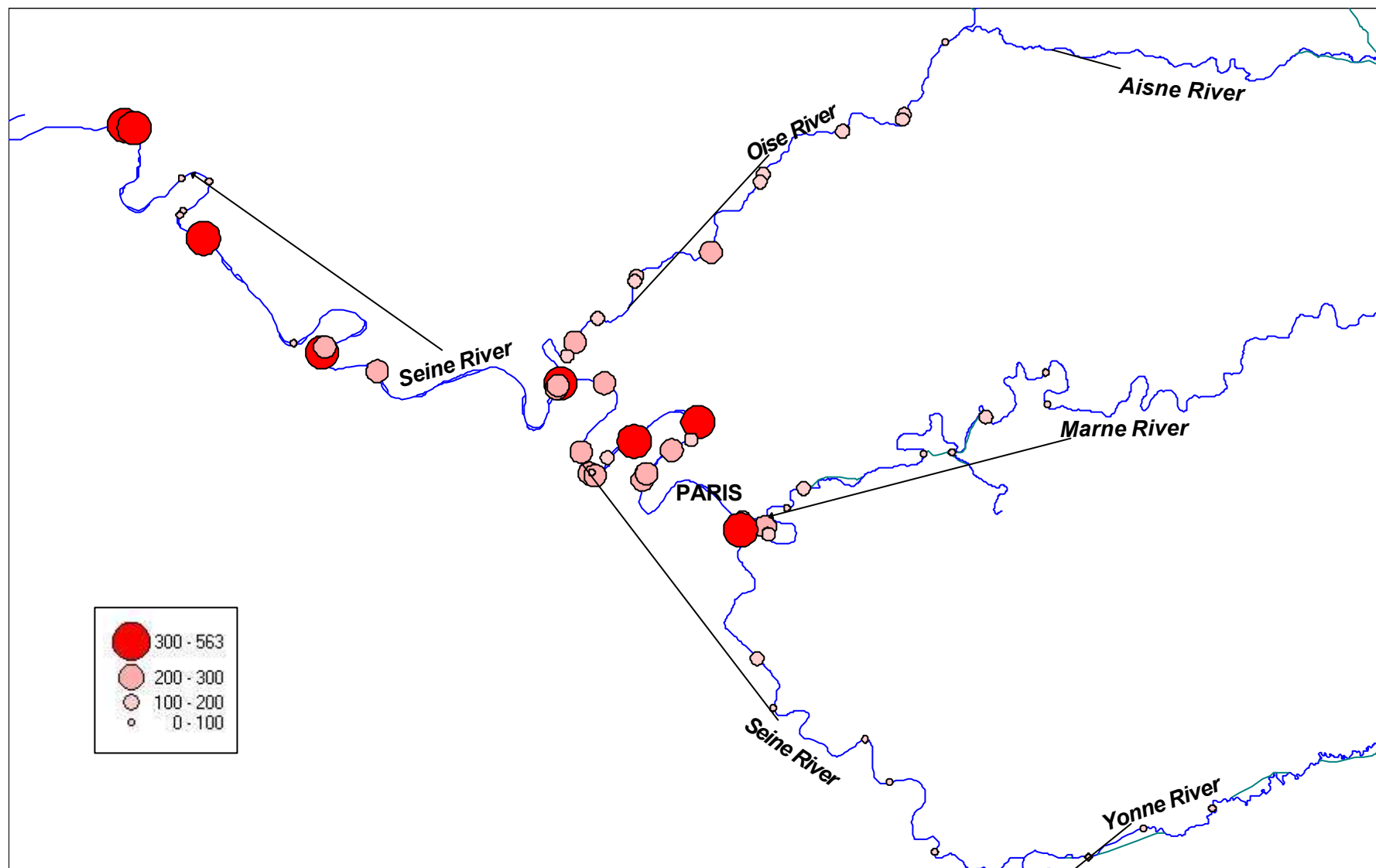


Fig.4: Geographic distribution of Zn content ($\mu\text{g.g}^{-1}$) in the sediment collected along the river Seine basin during 1996, 1999 and 2000 campaigns: highly contaminated sites correspond to the "hot spots" (fig. 1) and to the sites of possible pollution release (fig.3).

CONCLUSIONS

Before dredging operations within the river Seine basin, the quality of the sediments to be dredged is regularly checked (once every 3 years) in order to determine the management strategy of dredged materials. In this survey, we present the results obtained for samples collected in 1996, 1999 and 2000 and suggest dredging and management strategies. Depending upon the sediment contamination, the following strategies are recommended (1) dumping of light- or moderately polluted sediments in quarries referring to the limits given by the Dutch decree on target values and intervention values for soil remediation, Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, updated 04/02/2000, (2) identifying some hot spot sites and give the sediments dredged here a separate cleaning (sieving, hydrocycloning) in order to discriminate highly contaminated fine particles from sand or gravel which can be re-used.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank the teams of the Service de Navigation de la Seine (SNS), Voies Navigables de France (VNF) and Entreprise Morillon Corvol Courbot (EMCC) for their manpower, technical and financial help as well as the Piren-Seine program (GDR 1874, CNRS) for financial support.

REFERENCES

- Boutouil M, Levacher D, Marot F, Conil P, Sanson P and Troalen JP. Devenir des vases et boues de dragage : solidification et stabilisation. In: Marinos, Koukis, Tsiambaos and Stournaras (eds). International Symposium on Engineering Geology and the Environment, Rotterdam, 1997; 1: 1635-1642.
- Carpentier S. Bilans et impacts de la mise en dépôt de sédiments fluviaux urbains dans le bassin de la Seine, Ph D thesis; University Paris XII-Val de Marne. 2002;243pp.
- Carpentier S, Moilleron R, Beltran C, Hervé D and Thévenot D. Quality of dredged material in the river Seine basin (France) I. Physico-chemical properties and major contamination. Sci. Total Environ. 2001a; in press.
- Carpentier S, Moilleron R, Thévenot D, Beltran C and Hervé D. Impact environnemental de la mise en dépôt de matériaux de dragage (cas du bassin de la Seine). La Houille Blanche 2001b; 8: 1-5.
- Cauwenberg P, Verdonckt F and Maes A. Flotation as a remediation technique for heavily polluted dredged material. 1. A feasibility study. Sci. Total Environ. 1998; 209: 113-119.
- Combs SM, Dowdy RH, Gupta SC, Larson WE and Gast RG. Chemical properties and mineralogical characteristics of selected dredged material. J. Environ. Qual. 1982; 11(2): 255-261.
- Cuyper MP, Grotenhuis JTC and Rulkens WH. Characterisation of PAH-contaminated sediments in a remediation perspective. Wat. Sci. Tech. 1998; 37(6-7): 157-164.
- Evans KM, Gill RA and Robotham PWJ. The PAH and organic content of sediment particle size fractions. Water, Air, and Soil Pollut. 1990; 51: 13-31.
- Fowler SW. Critical review of selected heavy metal and chlorinated hydrocarbon concentrations in the marine environment. Marine Environ. Research. 1990; 29: 1-64.
- Hauge A, Konieczny RM, Halvorsen PO and Heikum A. Remediation of contaminated sediments in Oslo harbour, Norway. Wat. Sci. Tech. 1998; 37(6-7): 299-305.

- Irwin RJ, VanMouwerik M, Stevens L, Seese MD and Basham W (1997). Environmental contaminants encyclopedia. National Park Service, Water Resources Division, Colorado, USA.
- Lau SSS and Chu LM. Contaminant release from sediments in a coastal wetland. *Wat. Res.* 1999; 33(4): 909-918.
- Meybeck M, de Marsily G and Fustec E. La Seine en son bassin, Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé. Elsevier, Paris, 1998, 736 pp.
- Perrin D and Zimmer N. La gestion des produits de dragage en provenance des voies d'eau intérieures. *La Tribune de l'eau* 1995; 48(576/4): 13-20.
- Rodier J, Bazin C, Broutin J-P, Chambon P, Champsaur H and Rodi L. L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. Dunod, Paris, 1996, 1383 pp.
- Ruban V, Parlanti E, Riffe C, Ambles A, Six P and Jambu P. Migration of micropollutants in a dredging amended soil in Northern France. *Agrochimica* 1998; XLII(1-2): 59-71.
- Van Der Hurk P, Eertman RHM and Stronkhorst J. Toxicity of harbour canal sediments before dredging and after off-shore disposal. *Mar. Pollut. Bull.* 1997; 34(4): 244-249.
- Warren LA and Zimmermann AP. Suspended particulate grain size dynamics and their implications for trace metal sorption in the Don River. *Aquatic Sciences* 1994; 56(4): 348-362.

II.3. Conclusions sur la qualité des MD du bassin de la Seine avant dragage

Les données obtenues sur la qualité des sédiments de Seine avant dragage seront ensuite utilisées pour caractériser les MD. Nous estimons que les MD possèdent les mêmes caractéristiques que les sédiments prélevés dans la rivière avant les dragages. Nous pourrions ainsi, en appliquant ces données aux quantités réellement apportées à l'étang du Rouillard, établir des bilans concernant la pratique de mise en dépôt dans l'étang du Rouillard. Ces bilans seront établis dans le chapitre 5. L'étang du Rouillard a en effet été utilisé comme principal site de dépôt de MD entre 1999 et 2001 sur le bassin de la Seine. Il a accueilli une grande part des MD dragués sur le bassin de la Seine (Figure 14) :

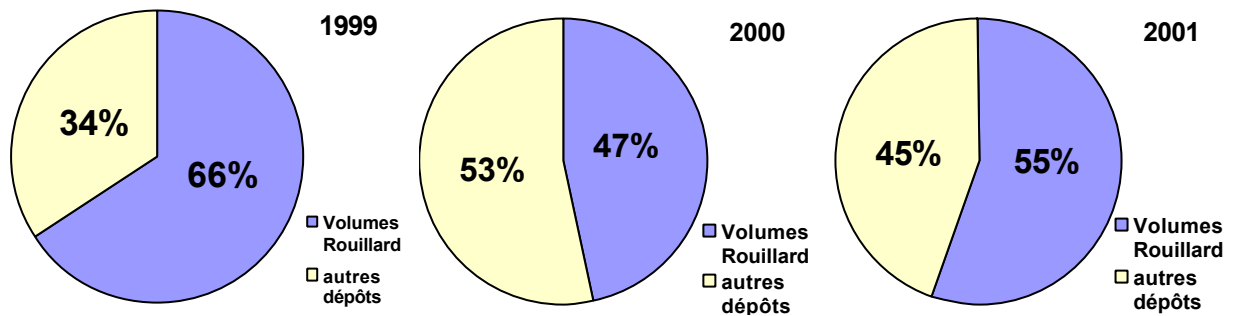


Figure 14 : Part des MD introduits dans l'étang du Rouillard par rapport à l'ensemble des matériaux dragués sur le bassin de la Seine.

Nous constatons que les MD déposés dans l'étang du Rouillard représentent globalement, sur les 3 années, plus de la moitié des matériaux dragués dans le bassin de la Seine (55 % sur les 3 ans). De plus, ces matériaux proviennent de la proche région parisienne et sont par conséquent plus à même de présenter des concentrations en polluants plus élevées que celles qui sont observées plus à l'amont de ce bassin (cf. article II. de ce chapitre). En fonction des critères établis par VNF, les MD introduits dans l'étang du Rouillard présentaient environ 30 % de matériaux appartenant à la catégorie VNF2 cad que ces MD ne peuvent pas être épandus sur culture alimentaire (cf. Chapitre 1). Nous avons donc porté un intérêt particulier à ce site de dépôt.

III. Matériels et méthodes

L'étang du Rouillard a été choisi pour accueillir les matériaux dragués de la Seine et de l'Oise de fin juin 1999 à septembre 2001 (voir l'origine des matériaux déposés dans ce site Figure 15). Ce site nous a permis d'une part d'effectuer un suivi des polluants présents dans les sédiments dragués, jusqu'à leur mise en dépôt, puis lors de leur stockage dans l'étang. D'autre part, il présente l'avantage de n'avoir jamais reçu de matériaux de dragages préalablement à cette étude. De plus, les matériaux déposés dans le site sont sous le contrôle exclusif de l'Entreprise Morillon Corvol Courbot (EMCC), évitant ainsi d'éventuels dépôts «sauvages». En effet, ce dernier point est d'autant plus important que nous avons eu l'occasion de travailler sur le site de dépôt de Triel sur Seine qui ne présentait pas ces caractéristiques et ceci aurait posé de nombreux problèmes quant à l'interprétation des résultats.

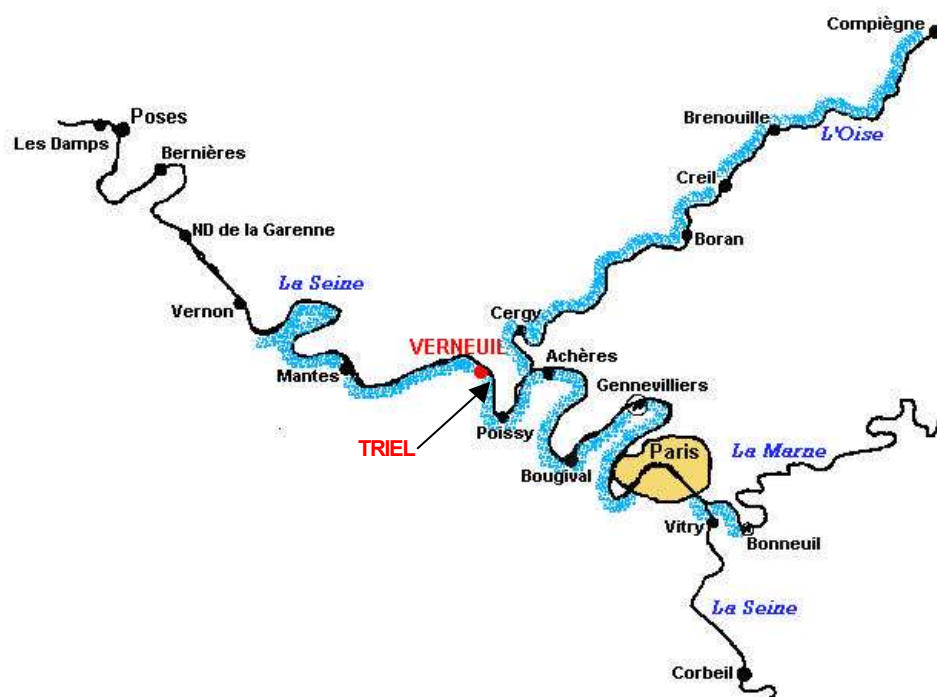


Figure 15 : Zones (surlignées) draguées dont les matériaux sont déposés dans le site du Rouillard à Verneuil.

III.1. Présentation du site de Triel sur Seine

Il s'agit d'une carrière qui fut exploitée de 1968 à 1990 par les sablières. Elle se situe sur la rive droite de la Seine, en aval de Paris, dans la boucle de Poissy (Figure 15). Elle a été comblée partiellement avec des sédiments dragués dans la Seine, l'Oise et les ports situés le long de ces rivières de 1992 à décembre 1998. Les matériaux de dragage mis en dépôt restent recouverts d'une lame d'eau de 1 à 2 mètres. Ce site entouré de digues a une superficie d'une trentaine d'hectares. Nous avons procédé à des échantillonnages sur ce site à titre de pré-campagne, avant que le site du Rouillard ne soit accessible à nos équipes de recherche.

La caractérisation de l'environnement du site de Triel est fort importante : l'apport de rejets extérieurs directs dans le bassin a été mis en évidence. Il s'agit des eaux de drainage des champs d'épandage des eaux usées de la ville de Paris situés à proximité. Par ailleurs, la présence d'un centre de tri et de recyclage (Sivatru), à proximité du site de dépôt, peut laisser présager des infiltrations. Il existe également une sablière sur les rives du lac de Triel (Figure

16). De plus, des remblais «sauvages» dans ce site relativement isolé et situé en zone industrielle sont également soupçonnés.

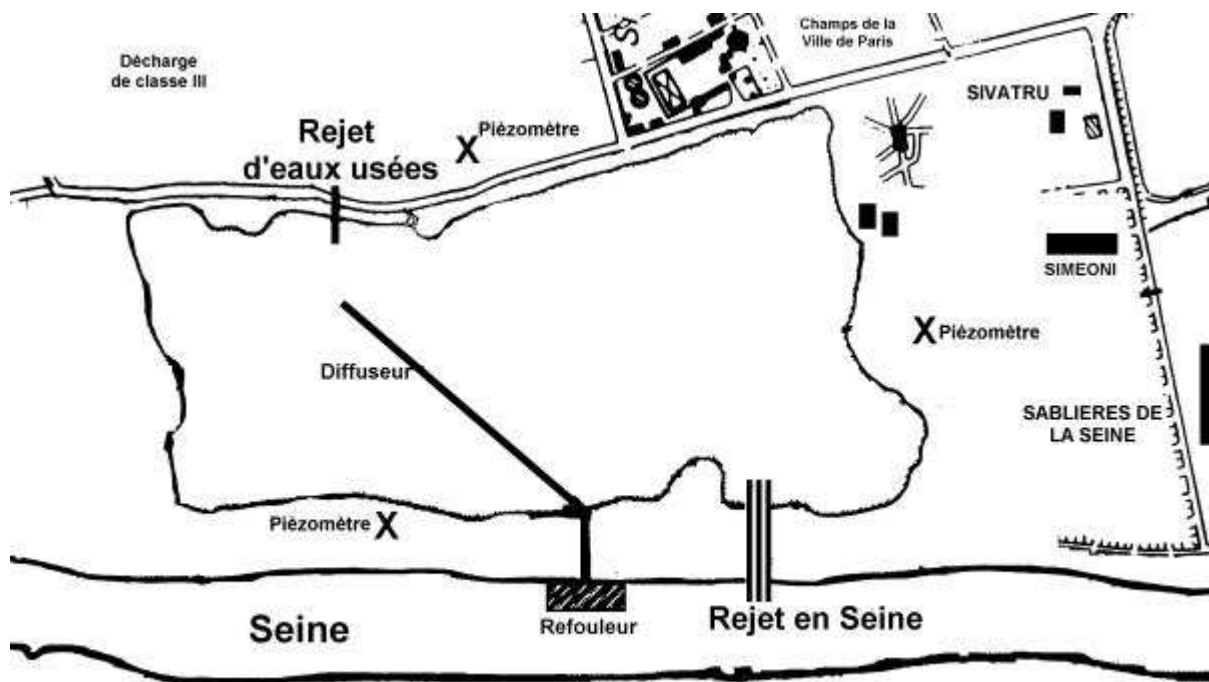


Figure 16 : Représentation schématique du site de Triel sur Seine.

Ces divers apports difficilement maîtrisables ont rendu quasi impossible une interprétation sérieuse des résultats obtenus lors des différents suivis effectués sur ce site. En effet, le seul impact du remblaiement par des matériaux de dragage sur le site et son environnement était difficilement isolable des divers apports extérieurs (Carpentier *et al.*, 1999 ; Jumeau, 1999). C'est la raison pour laquelle nous nous sommes focalisés sur l'étude de l'étang du Rouillard pour lequel nous avons pu réaliser une caractérisation de l'état de référence avant les premiers remblais, ce qui n'avait pas été possible dans le cas du site de Triel sur Seine.

III.2. Présentation du site du Rouillard

III.2.1. Localisation

L'étang du Rouillard se situe sur la rive gauche de la Seine (Seine, PK 91) sur une ancienne gravière. La partie de l'étang du Rouillard concernée est implantée en limite Est du territoire communal des Mureaux de façon mitoyenne avec Verneuil-sur-Seine, dans le département des Yvelines, à 16 km au Nord-Ouest de Saint-Germain-en-Laye, à 10 km au Sud-Ouest de Pontoise et à 4 km de l'Autoroute de Normandie (Figure 17).



Figure 17 : Carte routière (25 km) des environs de l'étang du Rouillard (les Mureaux, Verneuil sur Seine).

Le site se situe dans la vallée de la Seine délimitée en rive concave par les coteaux bordant l'Ouest de la forêt de l'Hautil et en rive convexe par la plaine alluviale des communes des Mureaux et de Verneuil-sur-Seine. Cette vallée s'est inscrite dans les formations sédimentaires éocènes caractéristiques du bassin parisien. Le site du Rouillard est bordé (Figure 18) :

- à l'Est par la deuxième partie de l'étang du Rouillard située sur la commune de Verneuil-sur-Seine,
- au Nord par la Seine,
- à l'Ouest et au Sud, par des terrains de l'Aérospatiale.

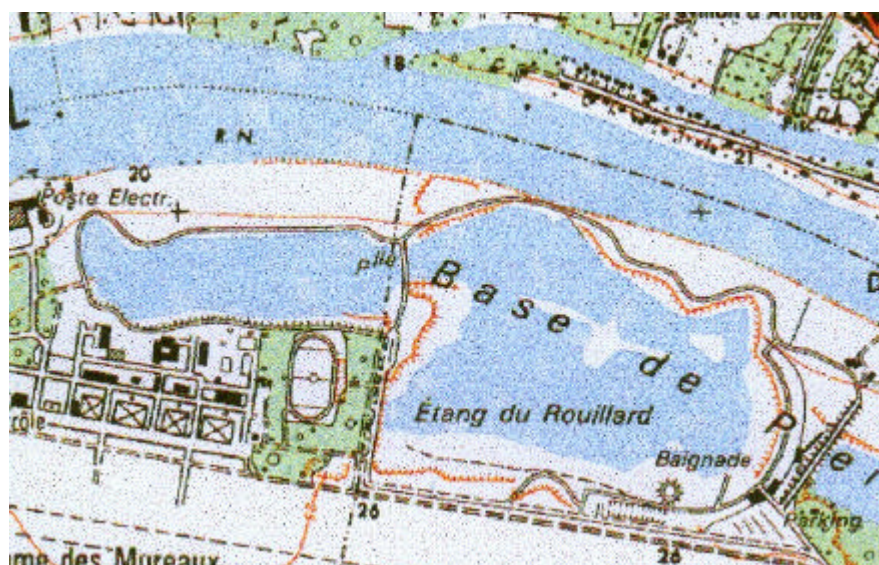


Figure 18 : Représentation schématique de l'étang du Rouillard dans sa totalité avant construction de la digue séparant les parties est et ouest de l'étang.

Cet étang d'une superficie de 9 ha fait partie d'un vaste ensemble de plans d'eau formant la base de Plein Air et de Loisirs du Val de Seine qui résulte d'exploitations anciennes de granulats (Espace Conseil, 1995).

III.2.2. Intérêt écologique

Le site est englobé dans une Zone Naturelle à Intérêt Ecologique, Floristique et Faunistique (Z.N.I.E.F.F.) répertoriée sous le numéro n°1478 et qui correspond aux plans d'eau de Verneuil-Les Mureaux et à l'emprise de la base de Plein Air et de Loisirs du Val de Seine. Ce secteur de Ballastières, sablières, friches, pelouses, fourrés et petits bois a été jugé comme intéressant dû :

- à sa « grande variété de friches » comprenant des espèces botaniques rares au niveau régional,
- à sa qualité de site d'hivernage et de transit migratoire important, accueillant quelques espèces localisées en Ile de France,

Dès 1984, une dégradation importante avait cependant été constatée, due à la sur-fréquentation et aux activités de la base de loisirs entraînant une banalisation de l'avifaune et de la flore (Espace Conseil, 1995).

III.2.3. Projet lié à l'utilisation de l'étang comme site de dépôt

La société Espace Conseil a été mandatée par la Base de Plein Air et de Loisirs du Val de Seine, afin d'aménager l'étang du Rouillard dans sa partie Ouest. Ces travaux doivent permettre l'aménagement de la partie ouest de l'étang en jardin aquatique à caractère éducatif. Les travaux sont essentiellement :

- Un réhaussement du fond de celui-ci avec des matériaux de dragage ; la profondeur de l'étang pouvant atteindre 8 m par endroits, il est apparu nécessaire de réhausser le fond du plan d'eau à une profondeur moyenne de 2,5 m environ pour permettre un développement de la flore aquatique mais également de la faune.
- Un aménagement des berges sous-eau pour varier les profils, ce qui permettrait une diversification des habitats aquatiques.

Ces travaux ne modifient, en aucun cas, ni la topographie des berges hors de l'eau ni la surface en eau de l'étang (Espace Conseil, 1995).

L'étang du Rouillard a donc reçu des dépôts de matériaux de dragage de fin juin 1999 à septembre 2001. Il constitue une zone de dépôt d'une capacité de 200 000 m³. Il a été conçu pour pouvoir accueillir 80 000 à 110 000 m³ de sédiment dilué par an. Il a une superficie de 9 ha. L'aménageur de la base de loisirs a obtenu un récépissé de déclaration au titre de la Loi sur l'Eau pour le remblaiement de cet étang. Les matériaux de dragage mis en dépôt resteront recouverts d'une lame d'eau de 2 m (\pm 50 cm) à l'issue des travaux de remblaiement.

III.3. Procédure de mise en dépôt

Les sédiments dragués sont transportés par barge jusqu'aux abords du dépôt (Figure 19, a). Ils sont alors dilués avec de l'eau pompée en Seine (Figure 19, b) et entraînés dans l'étang via une conduite (Figure 19, d), par un refouleur posté sur la Seine (Figure 19, c). La conduite enterrée dans la berge se prolonge dans le bassin par une canalisation maintenue par des flotteurs. Celle-ci est flexible, ce qui permet de la déplacer, et de remblayer le bassin de façon à ce que le matériau soit réparti uniformément. Les eaux de surverse sont rejetées dans la Seine via une autre conduite enterrée (Figure 20).



Figure 19 : Procédure de mise en dépôt de matériaux de dragage dans l'étang du Rouillard à Verneuil sur Seine :
 (a) barge contenant les matériaux de dragage sur la Seine ; (b) bateau refouleur ; (c) remise en suspension des matériaux avec l'eau de Seine pompée sous le bateau refouleur ; (d) conduite qui amène les matériaux dans l'étang après pompage

Un débitmètre à seuil a été installé au niveau de cette surverse. Il enregistre en continu les débits de sortie en Seine et est relevé quotidiennement pendant les périodes de dépôt. De la même façon, les débits d'eau de Seine pompée pour la dilution des matériaux de dragage sont enregistrés en continu et relevés quotidiennement.



Figure 20 : Surverse, conduite enterrée, rejet en Seine.

III.4. Equipement du site du Rouillard

L'étang du Rouillard est équipé de trois piézomètres «externes» répartis autour de l'étang (n°1, 2 et 3 de la Figure 21) et de deux piézomètres «dans le dépôt» ou massifs filtrants (n°4 et 5 de la Figure 21). Les piézomètres externes ont été mis en place de sorte qu'ils permettent d'échantillonner l'eau de la nappe souterraine présente sous l'étang. Nous avons ainsi suivi l'évolution de la qualité de cette eau de nappe en 3 points, en fonction du remplissage de l'étang par les matériaux de dragage.

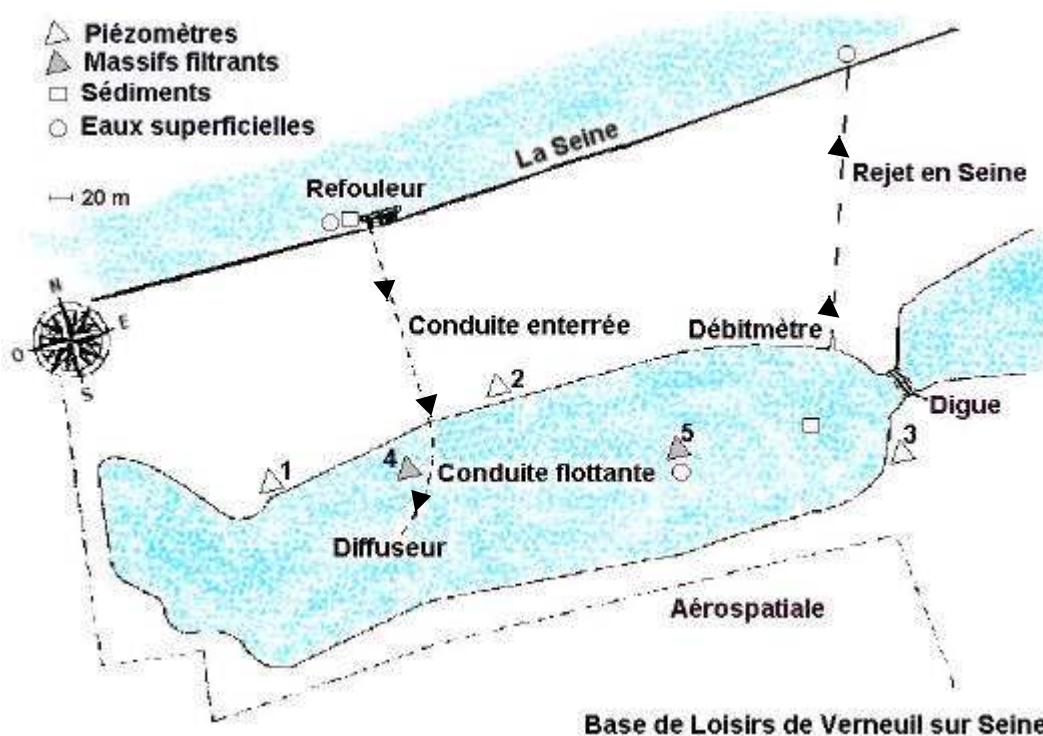


Figure 21 : Représentation schématique de l'étang du Rouillard et des sites de collecte d'échantillons.

Les piézomètres «externes» ont été mis en place en juillet 1999 suite à des forages effectués jusqu'à une dizaine de mètres de profondeur. Ces forages ont également permis de déterminer la nature du terrain. Il est essentiellement composé de limons en surface jusqu'à 1,5 m de profondeur, puis de sables jusqu'à une profondeur de 5 à 10 m selon le cas et enfin de craie dans les derniers mètres du forage (Figure 22).

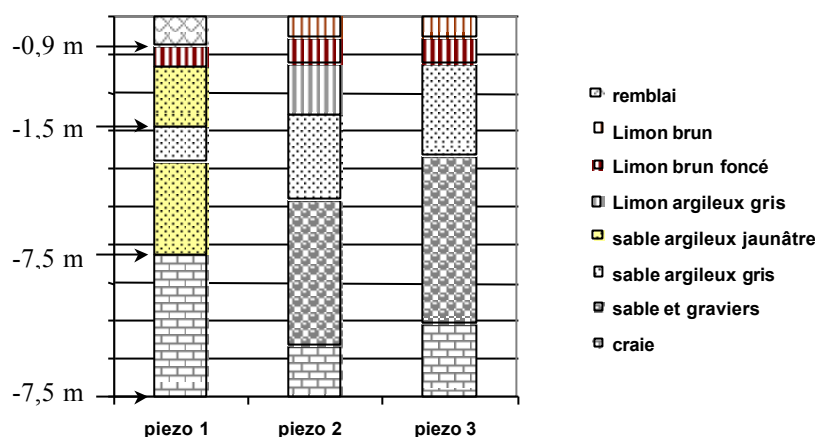


Figure 22 : Nature du terrain autour des piézomètres externes implantés autour de l'étang du Rouillard.

Les 2 massifs filtrants sont, quant à eux, des préleveurs originaux conçus et construits spécifiquement pour notre étude par EMCC : ils permettent d'échantillonner les eaux interstitielles des matériaux en place dans l'étang. Ils ont été placés dans l'étang début juillet 2000 sur une zone non remblayée et ont immédiatement été recouverts d'une couche de matériaux de dragage de 60 cm - la hauteur du fût permettant l'échantillonnage étant de 50 cm (Figure 23). Jusqu'en décembre 2000, seul le massif filtrant n°5 a été recouvert de matériaux de dragage. Le massif filtrant n°4 n'a été recouvert que lors du remblaiement associé à la campagne de dragage 2001 qui a débuté au mois de mai 2001.

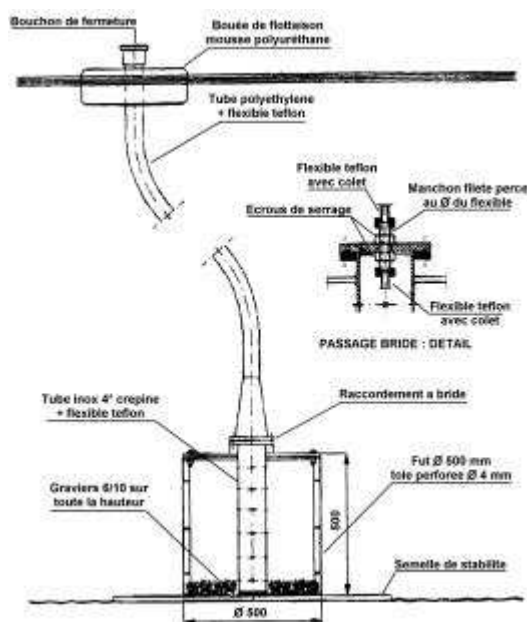


Figure 23 : Représentation schématisée des massifs filtrants permettant de collecter l'eau interstitielle des matériaux de dragage en place dans l'étang du Rouillard (d'après EMCC).

III.5. Les points de prélèvement et fréquences d'échantillonnage

Des échantillons d'eau superficielle de l'étang (au milieu du lac et au niveau du rejet en Seine), d'eau de piézomètres "externes" en trois points autour du lac, d'eau de massifs filtrants et ainsi que des échantillons de matériaux de dragage (dans les barges ou dans l'étang) ont été prélevés. Nous avons également prélevé un échantillon d'eau de Seine, eau qui dilue les matériaux de dragage afin que ceux-ci puissent être pompés et acheminés vers l'étang (Figure 21).

Les fréquences d'échantillonnage sont les suivantes :

- Les eaux superficielles de l'étang et l'eau de Seine ont été échantillonnées une fois par mois,
- Les eaux de piézomètres et massifs filtrants ont été échantillonnées une fois par trimestre,
- Les matériaux de dragage ont également été échantillonnés une fois par trimestre dans les barges présentes sur la Seine au niveau du bateau refouleur au moment de l'échantillonnage et dans l'étang.

Ces fréquences d'échantillonnage ont été appliquées depuis la première campagne d'échantillonnage qui a eu lieu en juillet 1999, jusqu'à la dernière campagne (septembre 2001), à l'exception des massifs filtrants qui ont été mis en place en juillet 2000.

III.5.1. Le matériel de terrain

Tout le matériel utilisé lors des prélèvements a subi un lavage rigoureux pour minimiser toute contamination. Nous avons utilisé des flacons en verre teinté pour les échantillons destinés aux analyses d'hydrocarbures (les hydrocarbures sont sensibles aux rayonnements UV) ainsi que pour toutes les analyses physico-chimiques. Des flacons de PVC ont été utilisés pour les échantillons destinés aux analyses de métaux lourds.

Le lavage a été effectué comme suit :

- les flacons en verre sont laissés dans un bain de détergent (Decon, 5%) pendant 24 h, puis rincés à l'eau osmosée (milli-Ro), et enfin calcinés à 450°C pendant 2 h. Chaque flacon est ensuite refermé avec un bouchon que l'on aura isolé du flacon par du papier aluminium préalablement nettoyé à l'aide d'un tissu imbibé d'acétone,
- les flacons en PVC sont laissés en salle blanche dans un bain de détergent (Extran, 2%) pendant 24 h puis rincés à l'eau MilliQ. Ils sont ensuite trempés dans un bain d'acide nitrique (10%) pendant 48 h, puis rincés à l'eau MilliQ. Ils sont enfin conservés dans des sacs plastiques scellés à chaud jusqu'à leur utilisation sur le terrain.

III.5.2. Les prélèvements

III.5.2.1 Echantillons de sédiments et matériaux de dragage

Ils ont été prélevés à l'aide de pelles à sédiments (a) ou bennes à sédiments (b) (Figure 24), ou de carottiers lorsque la consistance du matériau le permettait. Pour chaque point, 2 à 3 kg de matériau ont été prélevés afin d'obtenir un minimum de 500 ml d'eau interstitielle nécessaire aux diverses analyses.

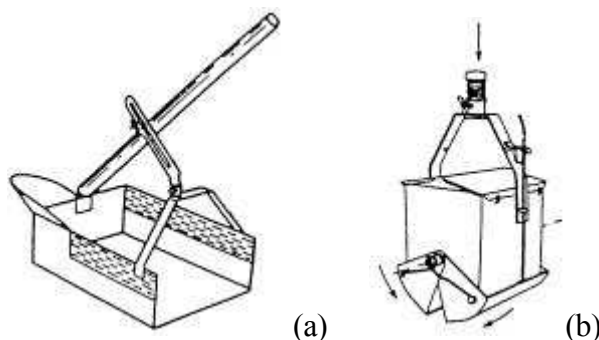


Figure 24 : Pelle (a) et benne à sédiment (b) utilisées pour les prélèvements dans l'étang du Rouillard en fonction de la nature des matériaux.

III.5.2.2 Echantillons d'eau superficielles

Ils ont été prélevés à l'aide d'un préleveur conçu par le SNS (Figure 25) à 1 m de profondeur afin d'éviter les biais entraînés par la nature de l'eau de surface. Pour chaque point, 2 litres d'eau ont été prélevés.

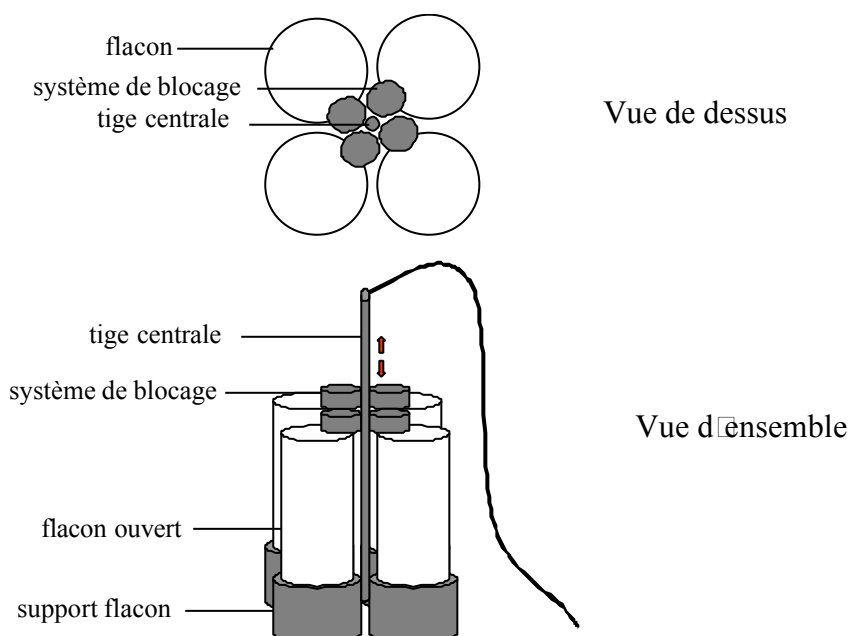


Figure 25: Schéma du préleveur d'échantillons d'eau superficielle.

III.5.2.3 Les échantillons de piézomètres

Ils ont été prélevés au moyen d'un échantillonneur (Roucaire ISCO modèle 2700, débit de pompage = 3 L/min) qui évite tout contact échantillon-pompe. L'extrémité du tuyau de cet échantillonneur est munie d'une crépine.

III.5.3. Campagnes d'échantillonnage ponctuelles

III.5.3.1 Suivi de paramètres physico-chimiques sur 24h

Une campagne de suivi sur 24 h a été réalisée afin de déterminer l'impact à court terme de la mise en dépôt de MD pendant la période de remblaiement. Cette campagne a été mise en place les 30 et 31 août 2000 en étroite collaboration avec les équipes de la subdivision "qualité et police des eaux" du service de navigation de la Seine de Bougival et la participation des équipes de EMCC. Un échantillon d'eau de 1 L a été prélevé toutes les heures pendant 24 h au niveau du rejet en Seine au moyen d'un préleveur automatique (Roucaire ISCO modèle 3700) (a, b Figure 26). Afin de mesurer de façon précise les débits de rejet en Seine en continu durant 24 h, une sonde à effet Doppler (ISCO 41-50) a été spécialement placée au niveau du canal sortie des eaux de surverse de l'étang pour mesurer à la fois les vitesses d'écoulement et les variations de hauteur d'eau (c, Figure 26). Un niveau placé dans l'étang a permis de caler les mesures de variation de hauteur (d, Figure 26).



a)



b)



c)



d)

Figure 26 : a) Préleveur automatique ISCO placé au niveau du rejet en Seine, b) présentation des flacons destinés à recueillir les échantillons chaque heure, débitmètre installé au niveau du canal de rejet en Seine, d) niveau placé dans l'étang du Rouillard pour mesurer les variations de hauteur d'eau.

Les paramètres débit du rejet en Seine, hauteur d'eau de l'étang, MES, teneur en ammonium et en carbone organique dissous ont ainsi été mesurés sur ces échantillons.

III.5.3.2 Suivi des paramètres sur 5 jours

Un suivi des paramètres *in situ* a été réalisé du 13 au 18 septembre 2001 grâce à la sonde multi-paramètres MultiLine P4 (WTW) qui permet de programmer une mesure par heure pendant 5 jours pour 3 paramètres simultanément. Lors de cette campagne, nous avons suivi le potentiel redox, l'oxygène dissous et la température.

III.5.3.3 Utilisation d'un piège à MES

Malgré les concentrations en MES relativement élevées des échantillons d'eaux superficielles rencontrées dans l'étang (moyenne=28 mg/L pour le milieu de l'étang et 39 mg/L pour le rejet en Seine), nous avons rencontré un problème analytique : les masses de MES recueillies sur les filtres après filtration des échantillons de 1 L n'étaient pas, dans la plupart des cas, suffisantes pour effectuer l'ensemble des analyses. Afin de palier ce problème, nous avons placé au milieu de l'étang (le 22/09/2000), un piège à MES (Figure 27) pendant une semaine afin de collecter (le 29/09/2000) des quantités suffisantes de MES pour la réalisation des analyses (en particulier, les analyses de micropolluants).



Figure 27 : Mise en place au milieu de l'étang du piège à MES le 29/09/2000 à partir d'un bachot.

Grâce à ce mode d'échantillonnage, nous avons pu effectuer des analyses de MVS, HC totaux, métaux lourds, hydrocarbures (les composés azotés n'ont pu être mesurés en raison de la quantité encore limitée de MES recueillies par le piège à sédiments). Une campagne du même type a été réalisée les 21/04/2000 en période de repos. Celle-ci, en raison des faibles concentrations en MES durant la période d'échantillonnage, n'a permis de recueillir que très peu de MES. Nous avons cependant mesuré les hydrocarbures aliphatiques et aromatiques.

Estèbe a montré l'intérêt et la représentativité des MES obtenues par ce mode d'échantillonnage (Estèbe, 1996). Nous avons ainsi choisi d'utiliser ce type de piège à MES afin de collecter des quantités suffisantes de MES pour la réalisation de nos expérimentations.

III.6. Protocoles expérimentaux

Sur les différents échantillons prélevés lors des campagnes d'échantillonnage, nous avons effectué à la fois des mesures *in situ*, des mesures physico-chimiques et des mesures de micro-polluants inorganiques (métaux) et organiques (hydrocarbures aliphatiques et aromatiques).

Les prélèvements et mesures *in situ* étaient réalisés lors des campagnes d'échantillonnage par le Cereve, les équipes de la subdivision lutte contre la pollution du SNS et les équipes de EMCC.

Concernant la réalisation des analyses elles-mêmes :

- Les mesures de MES, MVS, COD, anions et cations (dès acquisition de l'appareil de chromatographie ionique en octobre 2000), hydrocarbures aliphatiques et aromatiques dissous et particuliers pour les échantillons d'eau de Seine, ont été effectuées au Cereve.
- Les mesures d'hydrocarbures aliphatiques et aromatiques dissous et particuliers de tous les échantillons ont été réalisées au Cereve.
- Les mesures de chlorophylle a ont également été réalisées au Cereve.
- La totalité des autres analyses ont été confiées aux laboratoires Wolff Environnement à Evry (91), laboratoire possédant un agrément du Comité Français d'Accréditation (COFRAC).

III.6.1. Paramètres mesurés *in situ*

Sur le terrain, les paramètres pH, conductivité, potentiel redox, oxygène dissous et température ont été mesurés au moyen de sondes (Hanna HI9025C pour le pH et Orbisphère pour O₂).

III.6.2. Physico-chimie

Les analyses réalisées sur les échantillons d'eau et/ou de sédiment sont présentées dans le Tableau 15.

Tableau 15 : Paramètres physico-chimiques mesurés sur les échantillons d'eau et de sédiments.

Analyse	Abrév.	Norme AFNOR	Remarques	Echantillon
Humidité	-	NF ISO 11465 X 31-102 08/94	Séchage de 10 g, 105°C	Sédiment
Perte au feu	-	-	Calcination de 5 g, 550°C	Sédiment
Matières en suspension	MES	NF EN 872	Filtres GF/F pré-calcinés	Eau
Matières volatiles en suspension	MVS	-	Calcination des MES à 550°C	Eau
Granulométrie grossière	-	NF X 31-107	2000, 200, 50 et 20 µm	Sédiment
Carbone organique dissous	COD	NF EN 1484 07/97	Analyseur 1010 OI-Analytical	Eau
Ammonium	NH ₄ ⁺	NF EN ISO 11732 08/97	Pour le sédiment, analyses réalisées sur échantillon brut	Eau/sédiment
Azote total Kjeldhal	NTK	NF EN 25 663 01/94		Eau/sédiment
Nitrites	NO ₂ ⁻	NF EN 26777 05/93		Eau/sédiment
Nitrates	NO ₃ ⁻	NF EN ISO 10304-1 06/95		Eau/sédiment
Demande chimique en oxygène	DCO	NF T 90 101 10/88		Eau
Demande biochimique en oxygène	DBO ₅	NF EN 1899-1 05/98		Eau
Hydrocarbures totaux	HC _{tot}	XP T 90-114- 10/79		Eau/sédiment
Phosphore total	PT	NF EN ISO 11885		Eau/sédiment
Organo halogénés adsorbables	AOX	NF EN 1484 07/97		Eau/sédiment
Hg		XPT 90-113-2 02/97	Fluorescence atomique	Eau/sédiment
As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn		NF EN ISO 11885	ICP-AES	Eau/sédiment
			Echantillons d'eau non filtrés	

III.6.3. Analyses des hydrocarbures aliphatiques et aromatiques

Les échantillons sont conservés à 4°C avant analyse (24 h maximum). Les matières plastiques et les graisses de rodage étant susceptibles de masquer les composés recherchés, nous n'utilisons que du verre et/ou du téflon. Les échantillons sont analysés selon le protocole établi lors de recherches menées précédemment (Carpentier *et al.*, 1999). Les hydrocarbures analysés sont les suivants :

Hydrocarbures Aliphatiques linéaires :

C10	décane	C24	tétracosane
C11	undécane	C25	pentacosane
C12	dodécane	C26	hexacosane
C12	Dodécane D26	C27	heptacosane
C13	tridécane	C28	octacosane
C14	tétradécane	C29	nonacosane
C15	pentadécane	C30	Triacotane-D62
C16	hexadécane	C30	tricotane
C17	heptadécane	C31	untriacontane
prist	pristane	C32	dotriacontane
C18	octadécane	C33	tritiacontane
phyt	phytane	C34	tétratriacontane
C19	nonadécane	C35	pentatriacontane
C20	eicosane	C36	hexatriacontane

C21	heneicosane	C37	heptatriacontane
C22	docosane	C38	octatriacontane
C23	tricosane	C39	nonatriacontane
C24	Tétracosane-D50	C40	tétracontane

Les composés en gras correspondent aux étalons internes deutériés que nous utilisons pour quantifier les hydrocarbures aliphatiques linéaires.

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) :

C10H8	naphtalène	C18H12	benzo[a]anthracène
C10H8-D	naphtalène D8	C18H12	chrysène
C12H8	acénaphthylène	C20H12	benzo[b]fluoranthène
C12H10	acénaphthène	C20H12	benzo[k]fluoranthène
C13H9	fluorène	C20H12	benzo[a]pyrène
C14H10-D	phénanthrène D10	C20H12-D	benzo(a)pyrène D
C14H10	phénanthrène	C22H14	dibenzo[ah]anthracène
C14H10	anthracène	C22H12-D	benzo(ghi)pérylène D
C16H10	fluoranthène	C22H12	benzo[ghi]pérylène
C16H10-D	pyrène D10	C22H12	indéno[123-cd]pyrène
C16H10	pyrène		

Les composés en gras correspondent aux étalons internes deutériés que nous utilisons pour quantifier les HAP.

III.6.3.1 Préparation des échantillons : séparation de la fraction dissoute de la fraction particulaire

❶ Centrifugation

Les échantillons de sédiment sont centrifugés (centrifugeuse Jouan, GR 412) à 4000 tr/min pendant 15 min à 4°C (Carey *et al.*, 1990). L'eau interstitielle récupérée dans le surnageant est ensuite filtrée jusqu'à 0,45 µm. La fraction solide analysée correspond à 3 g de sédiment brut séchés à 40 °C jusqu'à poids constant pendant 24 à 48 h. Elle est conservée à 4 °C dans du papier aluminium avant extraction.

❷ Filtration

Chaque échantillon d'eau brute (environ 1 L) est filtré sous vide sur une série de filtres de porosité décroissante : 2,7, 1,2, 0,7 et 0,45 µm. Ces filtres ont été préalablement précalcinés à 450 °C à l'exception des filtres de porosité 0,45 µm (Millipore), qui sont eux pré-extraits au CH₂Cl₂ par ultra-sonication puisqu'ils ne peuvent subir la calcination n'étant pas composés de fibre de verre mais de cellulose. En effet, les filtres de porosité 2,7, 1,2, et 0,7 µm sont en fibre de verre (Millipore). La fraction dissoute est alors conservée à 4°C dans un flacon de verre teinté jusqu'à extraction (5 jours maximum). Tandis que la fraction particulaire récupérée sur les filtres est séchée à l'étuve à 40 °C jusqu'à poids constant (pendant 24 à 48 h). Cette fraction est ensuite conservée à 4°C dans du papier aluminium jusqu'à extraction.

III.6.3.2 Extraction des hydrocarbures aliphatiques et aromatiques

❶ Extraction solide-liquide

L'extraction des hydrocarbures aliphatiques et aromatiques présents dans les matrices solides et la fraction particulaire est réalisée par extraction assistée par micro-ondes sur un appareil Soxwave 3.6 Prolabo (Jumeau, 1999 ; Letellier *et al.*, 1996/1997). La matrice (1,5 g de sédiment ou les MES retenues sur filtres) est placée directement dans un matras (tube

d'extraction) ainsi qu'un barreau aimanté qui permet un meilleur contact entre la matrice et le solvant et régule l'ébullition. Les étalons internes sont alors ajoutés à la matrice. L'extraction est réalisée avec un mélange de 35 mL de dichlorométhane et de 5 mL de méthanol. L'extraction dure 10 min à une puissance de 50 W (ce qui correspond à 20 % de la puissance maximale de 250 W du Soxwave 3.6). Après refroidissement de l'extrait, celui-ci est filtré sur un papier filtre préalablement extrait par ultra-sonication dans du CH₂Cl₂.

② Extraction liquide-liquide

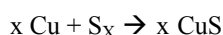
Les hydrocarbures aliphatiques et aromatiques présents dans la fraction dissoute obtenue lors de l'étape précédente sont traités par extraction liquide-liquide. La fraction dissoute est extraite, par trois fois, avec 30 mL de CH₂Cl₂ puis une quatrième extraction est réalisée à pH acide par ajout de 1 mL de H₂SO₄ concentré. Les quatre phases organiques ainsi obtenues sont alors rassemblées et séchées sur lit de CaCl₂ anhydre.

III.6.3.3 Concentration des extraits organiques

Les extraits organiques sont concentrés à l'aide d'un évaporateur rotatif (Büchi, Rotavapor R-114) sous vide de trompe à eau jusqu'à un volume de 5 mL environ. La concentration se poursuit jusqu'à obtention d'un extrait sec sous flux d'azote qualité 5.0 (Linde gaz). Enfin, cet extrait est repris dans 500 µL d'hexane préalablement distillé.

III.6.3.4 Désulfuration

Le soufre, présent essentiellement dans les sédiments récents, provoque des interférences pour la plupart des analyses. Malgré la spécificité de la chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse, les pics de soufre peuvent masquer certains pics. L'extrait doit donc être désulfuré avant l'analyse. La réaction de désulfuration se fait par simple contact entre l'extrait et le cuivre activé :



Le cuivre (poudre 40 mesh ($\approx 425 \mu\text{m}$), pureté 99,5%, Aldrich) est activé par HCl (Aldrich) dilué au 1/2, puis après un rinçage abondant (eau Milli-Q), le cuivre est rincé par de l'acétone et de l'hexane distillé. Le cuivre activé est conservé dans l'hexane distillé pour éviter toute oxydation (Baumard et Budzinski, 1997 ; Wise *et al.*, 1995). Cette étape est couplée à celle de la séparation des hydrocarbures aliphatiques et aromatiques.

III.6.3.5 Séparation des hydrocarbures aliphatiques et aromatiques

Les extraits concentrés obtenus précédemment sont passés sur colonne de chromatographie d'adsorption (colonne de verre de 6 mm de diamètre et de 30 cm de long remplie de 2 g de silice Merck, 70-230 mesh préalablement conditionnée à 105 °C pendant 24 h) afin de séparer les composés aliphatiques des aromatiques. Si l'extrait doit être désulfuré (cas des sédiments), une épaisseur d'environ 2 cm de cuivre activé est introduite dans la colonne avant la silice. La silice est conditionnée avec 4 mL d'hexane distillé (solvant apolaire). L'échantillon de 500 µL est déposé en tête de colonne. Les hydrocarbures aliphatiques sont élués avec 6 mL d'hexane (F1) ; les HAP, quant à eux, sont élués avec 6 mL d'un mélange hexane-dichlorométhane

(80/20, v/v) (F2). Les fractions F1 et F2 obtenues sont alors concentrées sous flux d'azote qualité 5.0 (Linde gaz) jusqu'à un volume d'environ 500 μL .

III.6.3.6 Les étalons internes deutériés

Des étalons internes deutériés sont utilisés pour quantifier les hydrocarbures aliphatiques et/ou aromatiques. Ainsi, trois étalons internes aliphatiques (dodécane D26, tétracosane D50 et triacontane D62) et quatre étalons internes aromatiques (naphtalène D8, phénanthrène D10, pyrène D10 et benzo(a)pyrène D12) sont ajoutés à la fraction dissoute et à la fraction particulaire avant extraction. Une solution regroupant les étalons internes deutériés aliphatiques (49,7 ng/ μL dodécane D26, 145 ng/ μL tétracosane D50, 149 ng/ μL triacontane D62) et une solution regroupant les étalons internes deutériés aromatiques (216 ng/ μL naphtalène D8, 238 ng/ μL phénanthrène D10, 203 ng/ μL pyrène D10, 22.4 ng/ μL benzo(a)pyrène D12) ont été préparées et stockées à -20°C . 10 μL de solution aliphatique et 20 μL de solution aromatique ont été ajoutés aux échantillons d'eaux superficielles (1 L) et d'eaux de nappe (1 L), alors que 30 μL de solution aliphatique et 50 μL de solution aromatique ont été ajoutés aux échantillons de sédiments (1,5 g) et eaux interstitielles (500 mL). Les étalons internes deutériés permettent aussi de s'affranchir des pertes occasionnées lors de la préparation des échantillons (Barrick, 1982) ainsi que de l'incertitude sur les volumes finaux (concentration des échantillons jusqu'à un volume très faible, $\approx 200\text{-}500\mu\text{L}$).

III.6.3.7 Analyse en CG-SM

Les hydrocarbures aliphatiques et aromatiques sont injectés (1 μL) dans un chromatographe en phase gazeuse couplé à un spectromètre de masse : CG-SM (Hewlett Packard, HP GCD 1800A). L'appareillage décrit ici est assisté par le logiciel Chemstation (Hewlett Packard) qui permet d'intégrer la surface des pics du chromatogramme obtenu. Cette surface permet de déterminer la concentration de l'hydrocarbure en la comparant à celle du pic obtenu pour un composé deutérié de concentration connue.

Remarque : Les ions positifs m/z 43 et 57 sont caractéristiques des hydrocarbures aliphatiques. Les m/z 50 et 66 caractérisent les composés aliphatiques deutériés. Les hydrocarbures aromatiques sont quant à eux identifiés grâce à la masse molaire de la molécule non fractionnée.

Les paramètres adoptés pour l'analyse des HC sont les suivants :

- Température de l'injecteur : 250°C ,
- Température du détecteur : 280°C ,
- Température initiale du four : 70°C ,
- Température finale du four : 300°C ,
- Rampe de température : $5^{\circ}\text{C}/\text{min}$,
- Gaz vecteur : hydrogène qualité 5.6 (Linde gaz),
- Débit constant : 1 mL/min.

La durée totale d'une analyse est de 70 min en mode SCAN. Ce mode permet d'identifier chaque composé qui est élué de la colonne chromatographique (sans pré-sélection d'une catégorie donnée d'ions, ce qui est le cas du mode SIM).

III.6.3.8 Quantification

Les hydrocarbures sont quantifiés grâce aux étalons internes deutériés ajoutés aux échantillons avant extraction et purification. L'équation utilisée pour cette quantification est la suivante :

$$C_X = C_D \cdot A_X / A_D$$

Avec : A_X : aire du pic du composé X,
 A_D : aire du pic de l'étalon interne,
 C_X : concentration du composé X,
 C_D : concentration de l'étalon interne.

Sachant que les étalons internes suivants sont utilisés :

C_D : concentration du D26 pour les HC C12 à C20,
 C_D : concentration du D50 pour les HC C21 à C29,
 C_D : concentration du D62 pour les HC C30 à C34.

En effet, chaque composé deutérié est représentatif de la partie du chromatogramme dont il est issu prenant en compte la diminution de sensibilité des composés en fonction de l'augmentation de la taille de la chaîne carbonée.

Remarque : la délimitation de la zone de spectre à utiliser avec les étalons internes aromatiques n'est pas aussi nette que pour les étalons aliphatiques, elle est le plus souvent déterminée au cas par cas.

Cette technique analytique a été validée au laboratoire Cereve (Carpentier, 1998 ; Gonzalez *et al.*, 1999), notamment grâce à l'utilisation d'échantillons à teneur certifiée en HAP de sédiment marin (SRM 1941a). L'ensemble de la validation du protocole d'analyse des hydrocarbures est présenté dans l'article (Gonzalez *et al.*, 1999) présenté dans son intégralité en fin de chapitre.

Les HAP de la plupart des échantillons d'eau brute et de sédiment (III.5.3) ont été mesurés par les laboratoires Wolff selon la norme NF T 90 115, septembre 1988 au moyen d'une HPLC couplée à un détecteur à fluorescence UV. Les échantillons ainsi mesurés n'ont pas subi de filtration préalable ; les résultats concernant les échantillons d'eaux superficielles ou de nappe sont donc donnés pour un échantillon brut.

III.6.3.9 Validation du protocole analytiques d'analyse des hydrocarbures

Proceedings of the 8th international conference on urban storm drainage, Sydney (Australia) 1999;vol. 4: 1816-1824.

SIGNIFICANCE OF DISSOLVED AND PARTICULATE METAL AND HYDROCARBON DETERMINATIONS IN URBAN RUNOFF SAMPLES

GONZALEZ*, S. GARNAUD*,**, S. CARPENTIER*, R. MOILLERON* and D. R. THÉVENOT*

*: CEREVE, Faculté de Sciences et Technologie, Université Paris XII-Val de Marne, 61 Avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil Cedex, France

** : CEREVE, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Cité Descartes, 6-8 Avenue Blaise Pascal, 77455 Marne La Vallée Cedex 2, France.

ABSTRACT

The objectives of this paper are (i) to present reliable methods of quantification of both hydrocarbons and metals in dissolved and particulate urban runoff samples as well as atmospheric deposits, (ii) to emphasise on the validation procedure of these methods by using replicates, available certified samples or standard mixtures. NIST 1648 (urban particulate matter), BCR 144 R and 146 R (trace elements in sewage sludge from domestic and industrial origin, respectively), NIST 1643c (trace elements in water), SPS-WW1 and SPS-SW2 (waste and surface waters, respectively), were used with success for validating metal extraction and analysis procedures. In the absence of certified urban runoff sample for particulate or dissolved aliphatic hydrocarbons, NIST SRM 1941a was used as noncertified particulate sample (marine sediment certified only for aromatic hydrocarbons) and Florida TPH mix (NSI Environmental Solutions) as a mixture of 17 dissolved aliphatic hydrocarbons from C₁₀ to C₄₀. Such validation procedures enable a better discrimination between sample heterogeneity and determination precision.

Keywords Hydrocarbon, metal, determination, validation, urban runoff, sampling.

INTRODUCTION

Since 1996, an experimental catchment area has been set up by the Cereve in the centre of Paris (France) in order to study urban storm water from the atmosphere to the combined sewer outlet (Chebbo *et al.*, 1999). Briefly, this catchment covers an area of 42 ha, densely populated (295 inhabitants.ha⁻¹) and is impervious at 90%. This catchment can be divided into three kinds of urban surfaces, leading to three different types of runoff: roofs cover 54.5% of the area, streets represent 23%, and the remaining 22.5% of the surface takes in courtyards, gardens and public areas. The experiments carried out in this catchment were based on the characterisation of the different types of urban runoff from a town centre including a combined drainage network. Many parameters have been measured including micropollutants such as hydrocarbons (aromatic and aliphatic hydrocarbons) and metals (Cu, Zn, Pb, Cd) (Chebbo *et al.*, 1999).

Quantitative analysis of such individual pollutants at trace levels, i.e. metals and hydrocarbons, still present many difficulties especially when one takes into account spatial

and temporal heterogeneity of samples. Therefore analysts have to validate the whole procedure, from the sampling to the analysis itself, in order to get reliable data. During the last ten years, the accuracy and precision of such measurements have increased. At the same time, detection limits have tremendously decreased. Improvements in procedures for extraction, purification and quantification have been achieved (Baumard and Budzinski, 1997a, b).

The reproducibility of a method can be estimated with the replicate analysis of a homogeneous sample. However, the systematic bias of the system, i.e. the accuracy of the analytical procedure, can be estimated by analysing certified reference material that has been well characterised and is similar in structure and contamination with actual samples.

The analytical procedures developed for the analysis of hydrocarbons and metals have several objectives. Firstly, it is important to obtain an extract, free of most of the interfering compounds. Secondly, the absolute losses of compound (for all the different steps of the protocol) are estimated. Finally the whole protocol is validated resulting in an optimised reproducibility for the analytical procedure and the best recoveries for the compounds studied.

MATERIAL AND METHODS

Sampling strategy in the experimental urban catchment

The experiments carried out in this catchment were based on the characterisation of different types of urban runoff from a town centre (atmospheric deposit, roof, road and yard runoff, dry and wet weather waste water), in 1996 and 1997, which were collected for assessing the sources and evolution of pollutants during their transport within urban catchment. Sampling procedures for urban runoff within the experimental urban catchment □Le Marais□ have been previously described (Gromaire-Mertz *et al.*, 1998a, b).

Processing of samples

To avoid contamination of the sample the vessels used for sampling were treated as follows : (i) for hydrocarbons, glassware was cleaned with 5 % Decon detergent (Prolabo) and water, rinsed with purified water (Milli-Ro 5 Plus, Millipore), calcinated in an oven at 450°C for 2h and then rinsed with acetone, solvents were purified by distillation, (ii) for metals, polyethylene or Teflon vessels were soaked for 24h in 2 % Extran detergent (Merck) and 24h in 10 % nitric acid baths, then thoroughly rinsed with ultrapure water (Milli-Q Plus 185, Millipore) before drying in a laminar flow hood, inside a class 1000 clean room.

The general schemes for the determination of the micropollutant are described on Figure 1. The solid phase was separated from the dissolved phase using filtration: (i) for hydrocarbons, with pre-extracted 0.45 µm membrane (Millipore), previously heated at 450°C during 2 h, (ii) for metals, with 0.45 µm cellulose nitrate membrane (Sartorius SM 11306), previously soaked in 0.5% HCl for 24 h. The solid phase was then dried to a constant weight at 40°C for hydrocarbons and 60°C for metals. Samples were kept at 4°C in the dark prior to analysis.

Determination of hydrocarbons. Aromatic and aliphatic hydrocarbons were determined by GC-MS (Hewlett Packard HP G 1800 A) using a PONA column, 50 m x 0.20 mm (Hewlett Packard). Before extraction internal perdeuterated standards were added, i.e. Dodecane D₂₆, Tetracosane D₅₀, Triacontane D₆₂, Naphtalene D₈, Phenanthrene D₁₀, Pyrene D₁₀, Benzo(a)pyrene D₁₂, Benzo(ghi)perylene D₁₂.

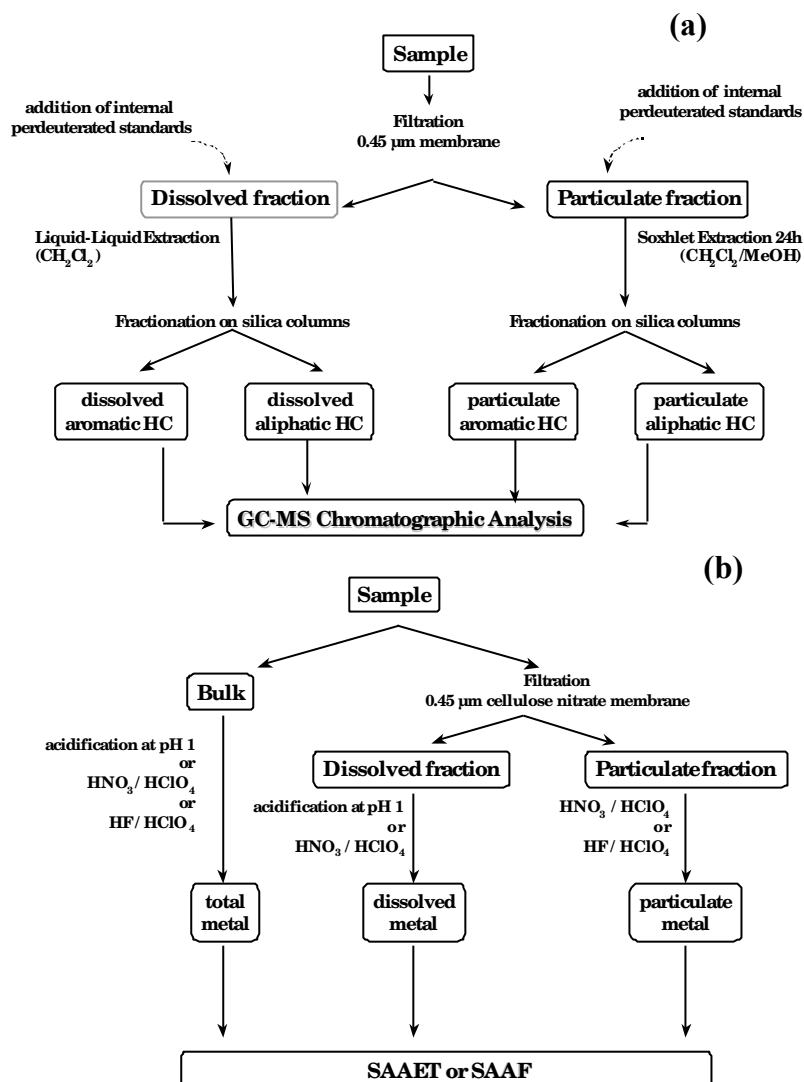


Figure 1: General scheme for (a) hydrocarbon and (b) metal determination.

Determination of metals. Cd, Cu, Pb and Zn were determined by Atomic Absorption Spectroscopy (Perkin Elmer, 1100B) either in air-acetylene flame (SAAF) or in electrothermic graphite furnaces (SAAET) (Perkin Elmer, HGA 700 with AS 70 sample processor) depending on the metal concentration whatsoever the treatment of the sample was. $1 \mu\text{l } 100 \text{ g.l}^{-1} \text{ NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ was added to 30-40 μl samples, as matrix modifier, for SAAET determination of cadmium and lead (Garnaud *et al.*, in press).

Validation procedure of aliphatic hydrocarbon determination

The main problem to solve for the determination of hydrocarbons is the lack of urban samples having certified concentration in aliphatic hydrocarbons. Thus the marine sediment SRM 1941a (NIST) was used for its homogeneity and stability: it presents certified values for aromatic hydrocarbons, whereas the aliphatic concentrations are given as noncertified, i.e. indicative. Likewise, dissolved hydrocarbon extraction was assessed using a mixture of 17 dissolved aliphatic hydrocarbons (Florida TPH mix, NSI Environmental Solutions). This is the reason why the validation of the aliphatic hydrocarbons determination was considered as a priority in this work. Each step of the whole procedure has been separately investigated.

Solid-Liquid extraction of particulate hydrocarbons

Particulate samples were Soxhlet extracted for 24 h in a mixture of $\text{CH}_2\text{Cl}_2/\text{MeOH}$ (80/20; v/v). The total organic extract was reduced to a small volume (500 μl) using a rotatory evaporator and near dryness under nitrogen stream.

Some Soxhlet blanks were analysed. Clean filters (without any particles) were introduced in a cartridge and put in the Soxhlet device. The results obtained represent 3 % of the total resolved hydrocarbons found in particulate samples from the experimental catchment □ Le Marais □ (Gromaire-Mertz *et al.*, 1998a, b). In order to improve these results, we isolated the Soxhlet from the laboratory atmosphere by filtering the air on top of the Soxhlet device with glass cotton. The obtained level decreased to 1% of the total resolved hydrocarbons found in particulate samples. The use of pre-combusted filters and pre-extracted cartridge gave the best blank results with 0.5 % of the total resolved hydrocarbons found in particulate samples from the experimental catchment.

The certified material SRM 1941a was used to evaluate the Soxhlet extraction efficiency. Depending upon the hydrocarbon selected, the percentage of recovery ranged between 58 and 138 %. These results, quite similar to those of Evans *et al.* (1990), i.e. 83 and 131 %, have been calculated using the indicative values given by NIST.

Liquid-Liquid extraction of dissolved hydrocarbons

The dissolved hydrocarbons were liquid-liquid extracted 4 times with 30 ml of CH_2Cl_2 . The extract was then reduced to a small volume, as for the particulate samples. Different tests were performed in order to evaluate the quality of our extraction method.

A first series of blanks were carried out to test the reagents involved in the liquid-liquid extraction protocol. Perdeuterated hydrocarbons (Dodecane D_{26} , Tetracosane D_{50} , Triacontane D_{62} , Naphtalene D_8 , Phenanthrene D_{10} , Pyrene D_{10} , Benzo(a)pyrene D_{12} , Benzo(ghi)perylene D_{12}) were added to the reagents as internal standards. This blank showed 6 $\mu\text{g.l}^{-1}$ of total resolved hydrocarbons which is less than 4% of the concentrations found in urban dissolved samples. We can consider our results concerning blanks as satisfying.

In order to evaluate the liquid-liquid extraction efficiency, we used Florida TPH mix (NSI Environmental Solutions), which is a mixture of 17 dissolved aliphatic hydrocarbons from C_{10} to C_{40} , but not an urban sample. The percentage of recovery was 96 ± 15 % (average \pm standard deviation).

Use of several perdeuterated hydrocarbons for determination of aliphatic and aromatic hydrocarbons

The general scheme for hydrocarbons determination comprises an extraction step, one or several purification steps and a GC-MS quantification. During all these steps, the different analytes can be partially lost. It is therefore important to use an adequate quantification method with internal standards. The internal standard is a component which has a retention time slightly different from the retention time of the component we want to quantify. Many authors (Baumard and Budzinski, 1997b; Rogge *et al.*, 1997) chose perdeuterated hydrocarbons as internal standards.

Using GC-MS, the area of the peak is a function of the quantity injected into the analyser (Baugh, 1993). So the equation to quantify hydrocarbons can be written as follows: $C_X = C_D \cdot$

A_X/A_D , with: C_X the concentration in the unknown compound, C_D the concentration of the corresponding perdeuterated compound, A_X the peak area of the unknown compound, A_D the peak area of the corresponding perdeuterated compound. Such calculations assume that sensitivities are identical for both species and that both concentrations are within the GC linear domain.

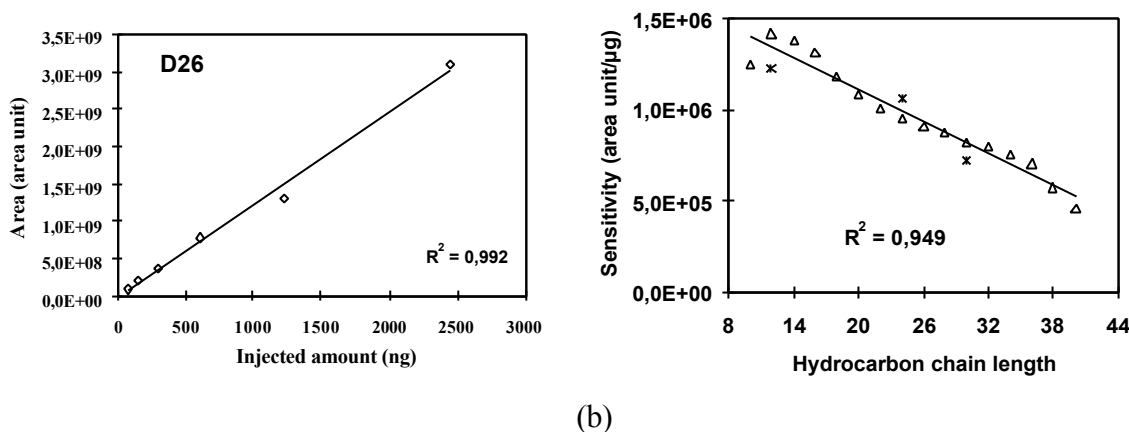


Figure 2: (a) Sensitivity determination: area of perdeuterated Dodecane D₂₆ peaks vs. injected mass, (b) sensitivity vs. hydrocarbon chain length with (Δ) non perdeuterated or (*) perdeuterated hydrocarbons.

Linearity was observed between 20 and 2500 ng Dodecane D₂₆ injected (Fig. 2a) and between 10 and 800 ng Tetracosane D₅₀ injected, and covers the whole range of concentrations which were determined. For Triacontane D₆₂, the linearity ranged only between 50 and 800 ng injected. This limitation is probably related to the length of the carbon chain which involves lower sensitivity.

The sensitivity of a hydrocarbon analysed by GC-MS depends largely on the carbon chain length of this hydrocarbon (Barrick *et al.*, 1982) (Fig. 2b). In fact, the hydrocarbon chain length influences the hydrocarbon boiling point which itself acts on the hydrocarbon retention time. This sensitivity variation should obviously be taken into account for hydrocarbon determination. Therefore, the use of 3 different internal standards, which cover the whole range of aliphatic hydrocarbons analysed, is a good way of avoiding such errors: Dodecane D₂₆ was used for hydrocarbon chain length ranging between 10 and 20, Tetracosane D₅₀ between 21 and 29, and Triacontane D₆₂ between 30 and 40.

Separation of aliphatic and aromatic hydrocarbons

Aliphatic hydrocarbons have to be separated from aromatic ones in order to get clearer chromatograms, for example using adsorption on silica gel (Hites *et al.*, 1980; Barrick *et al.*, 1982; Wang *et al.*, 1997). This separation was tested with a mixture of perdeuterated aliphatic (Dodecane D₂₆, Tetracosane D₅₀, and Triacontane D₆₂) and aromatic (Naphtalene D₈ -napht*-, Phenanthrene D₁₀ - phe*-, Pyrene D₁₀ - pyr*-, Benzo(a)pyrene D₁₂) hydrocarbons. This mixture was eluted from the silica gel column with: (i) 6 ml hexane and 6 ml of hexane-dichloromethane mixture (80:20, v/v) (method 1) or (ii) 4 ml hexane and 6 ml hexane-dichloromethane mixture (80:20, v/v) (method 2) (Fig. 3). Method 2 allows the complete separation of the aromatic compounds from the aliphatic ones. Knowing that the behaviour of a perdeuterated hydrocarbon is identical to the behaviour of the same non perdeuterated hydrocarbon, method 2 was adopted to separate aromatic hydrocarbons from aliphatic hydrocarbons.

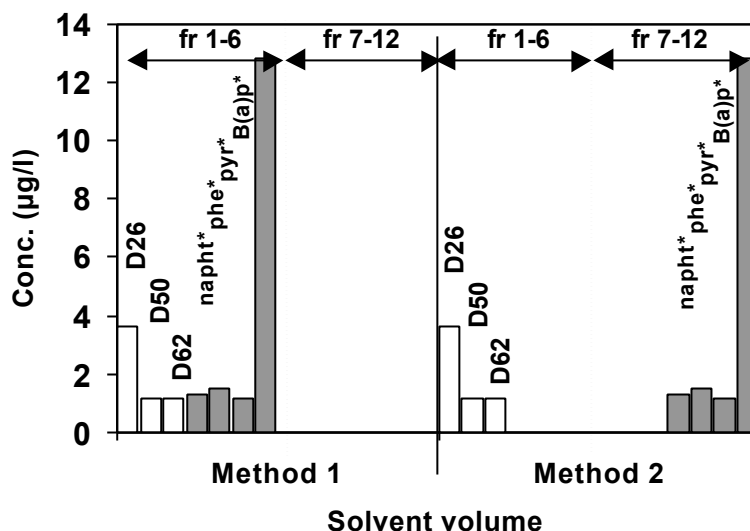


Figure 3: Comparison between two separating methods of aliphatic and aromatic hydrocarbons, using adsorption chromatography: fr i-j refers to the volume (ml) of eluting solvent and D₂₆ to Dodecane, D₅₀ to Tetracosane, D₆₂ to Triacontane and napht* to Naphtalene D₁, phe* to Phenanthrene D₀, pyr* to Pyrene D₀, B(a)p* to Benzo(a)pyrene D₁₂.

Validation procedure of metal determination

Acidification or digestion for metal determination in urban samples and atmospheric deposits
Determination of dissolved metals in urban catchment samples: acidification or digestion ?
 The acidification at pH 1 with nitric acid gives better results than digestion using concentrated nitric-perchloric acid mixture (Fig. 4a). The digestion leads to losses of metals due to the several steps involved in the handling of the sample whereas the acidification is a one-step procedure.

Determination of particulate metals in urban catchment samples. A comparison between two types of digestion, i.e. concentrated nitric-perchloric acid mixture and fluorhydric-perchloric acid mixture, was carried out on wet and dry samples, both types of digestion yield similar metal concentration (Fig. 4b). A similar experiment, carried out on the certified sample NIST 1648 (urban particulate matter) showed the fluorhydric-perchloric digestion yield a metal amount lower than the expected amount, from 4 up to 16% (Table 1). The nitric-perchloric digestion is therefore recommended for polluted samples specially urban samples containing high amount of organic matter (Robbe, 1984; Flores-Rodriguez, 1992).

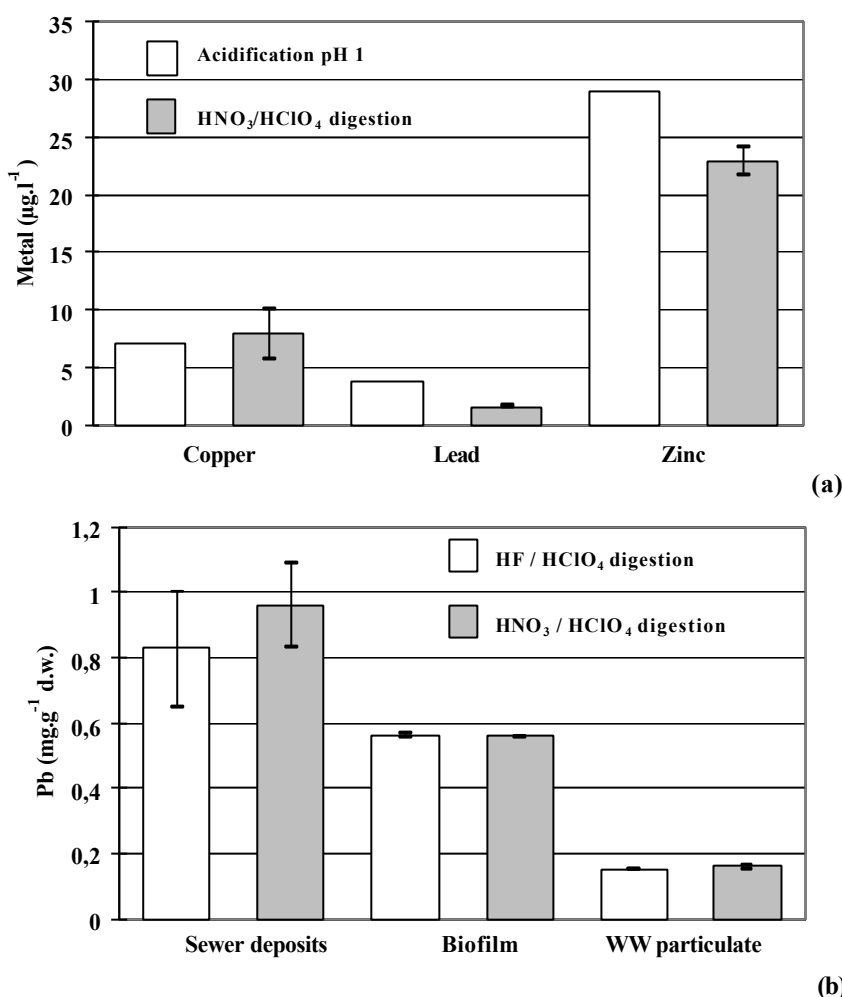


Figure 4: (a) Comparison of the dissolved metal determination using acidification at pH 1 or $\text{HNO}_3/\text{HClO}_4$ digestion, and (b) of the particulate lead determination using HF/ HClO_4 or $\text{HNO}_3/\text{HClO}_4$ digestion.

These preliminary experiments lead us to recommend the following procedures: for dissolved metal the acidification at pH 1 with nitric acid ensures a good recovery, whereas for wet and dry samples the use of the nitric-perchloric digestion give the better results.

Table 1: Comparison between certified metal concentrations of NIST 1648 and measured concentrations using HF- HClO_4 and HNO_3 - HClO_4 (mean value \pm dispersion). The figure in bracket is the difference, expressed in percentage, between the measured and the certified values.

Metal	Certified amount (mg.kg^{-1} d.w.)	Measured amount (mg.kg^{-1} d.w.)			
		HNO_3 - HClO_4		HF- HClO_4	
Cd	75 ± 7	84 ± 7	(+12 %)	72 ± 7	(-4 %)
Cu	609 ± 27	595 ± 23	(-2 %)	512 ± 45	(-16 %)
Pb	6550 ± 80	6460 ± 250	(-1 %)	5810 ± 390	(-11%)
Zn	4760 ± 14	5040 ± 190	(+6 %)	4310 ± 400	(-9 %)

Determination of metals in atmospheric samples. A comparison between acidification at pH 1 and nitric-perchloric digestion has been carried out on three different types of atmospheric samples: dry ($n=3$), wet ($n=14$) and bulk ($n=18$) deposits. Assessing dry deposition samples, pH 1 acidification leads to a recovery of only 20 to 80% of the amount extracted by digestion. On the contrary, for wet and bulk deposits, acidification and digestion gave the same recovery. Hence those results demonstrate that the nitric-perchloric digestion was unnecessary for wet and bulk deposits, whereas it gave the best extraction for dry deposits.

The use of certified sample for dissolved and particulate metals

The nitric-perchloric digestion used for particulate metal determination was validated using 3 certified samples : NIST 1648 (urban particulate matter), BCR 144R and 146R (industrial and domestic sludge). Except for cadmium in BCR 144R sample, which levels are very low, i.e. $1.5 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ d.w.}$, deviations between measured and certified values were lower than 10 %. Whereas standard deviations obtained on replicates of particulate standard ranged between 2 to 9 %, replicates between dry deposits samples could be much worse sometimes reaching a 50 % dispersion (average dispersion was 10 %). We suggest that such large dispersion was related to a poor homogenisation of samples due to the presence of adhesive material, like soot, in the samples.

Dissolved metal determinations were also validated using 3 certified samples : NIST 1643c (fresh water), SPS WW1 and SW2 (waste and surface water). These samples were systematically used to control the validity of all calibration curves. Table 2 compares mean and standard deviation obtained with certified values and 95% limit of confidence. Except for copper in SPS SW2 sample, deviations between measured and certified values are lower than 5 %.

Table 2: Comparison between the measured and certified amounts of dissolved metal for 3 certified samples: NIST 1643, SPS WW1 and SPS SW2 (number of determinations).

Metal	NIST 1643c ($\mu\text{g.l}^{-1}$)		SPS WW1 ($\mu\text{g.l}^{-1}$)		SPS SW2 ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	
	Certified	Measured	Certified	Measured	Certified	Measured
Cd	12.2 ± 1.0	12.0 ± 0.1 (n=20)	20.1 ± 0.1	19.6 ± 0.4 (n=9)	2.50 ± 0.01	2.53 ± 0.10 (n=9)
Cu	22.3 ± 2.8	21.6 ± 0.4 (n=23)	401 ± 2	403 ± 28 (n=16)	100 ± 1	80 ± 2 (n=11)
Pb	35.3 ± 0.9	34.4 ± 0.5 (n=23)	99.5 ± 0.5	100.1 ± 2.0 (n=9)	24.8 ± 0.1	24.0 ± 0.6 (n=9)
Zn	73.9 ± 0.9	70.0 ± 0.8 (n=32)	600 ± 10	617 ± 15 (n=32)	100 ± 1	95 ± 2 (n=20)

CONCLUSION

Urban runoff samples present a large spatial and temporal heterogeneity. It is therefore often difficult to discriminate such sample heterogeneity from the dispersion of micropollutant extraction and determination steps. Such difficulties may be solved when certified samples are available, with composition and contamination similar to actual samples. This is the case for dissolved and particulate metal present in urban samples. Digestion and metal determination procedures may be validated. Unfortunately this is not the case for metals in atmospheric deposits, either settled aerosols or rain samples: then several procedures need to be compared for their rate of extraction and repeatability. Furthermore the low level of particles within rain samples do not allow the direct determination of particulate metals: they need to be calculated from bulk and dissolved metal concentrations. The absence of urban samples certified in aliphatic hydrocarbons makes it difficult to validate the whole extraction, purification and determination procedure. It is therefore necessary to validate each step of this long procedure using either well homogenised and stabilised samples, such as SRM 1941a (marine sediment), or mixture of dissolved hydrocarbons. Addition of perdeuterated standards allows a precise determination of each detected hydrocarbon. Nevertheless, as GC sensitivity for hydrocarbon depends largely upon the length of the carbon chain, it is very important to add simultaneously at least 3 standards, covering the whole chain length range. Quality of hydrocarbon determination would greatly benefit from the availability of urban samples, both dissolved and particulate, certified for aliphatic hydrocarbons.

ACKNOWLEDGEMENTS

Authors acknowledge the support of PIREN-Seine (CNRS GDR 1067) and « Le Marais » experimental urban catchment programmes, as well as Nicole Apperry, Sylvain Lecomte, François-Jérôme Bris and Cyrille Moret for contribution.

REFERENCES

- Barrick R. C., Hedges J. I., and Peterson M. L. (1982) Hydrocarbon geochemistry of the Puget Sound region : I. Sedimentary acyclic hydrocarbons. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **44**, 1349-1362.
- Baugh P. J. (1993) *Gas chromatography, a practical approach*. Oxford University Press, Oxford, 426 p.
- Baumard, P. and Budzinski, H. (1997a). Internal Standard quantification method and Gas Chromatograph-Mass Spectrometer (GC-MS) : a reliable tool for HAP quantification in natural matrices. *Analusis*, **25**, 246-252.
- Baumard, P. and Budzinski, H. (1997b) Analytical procedure for the analysis of HAP in biological tissues by Gas Chromatograph to Mass Spectrometer (GC-MS) : application to mussels. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, **359**, 502-509.
- Chebbo G., Gromaire M. C., Garnaud S. and Gonzalez A. (1999) The experimental catchment □Le Marais□in Paris. In: *Proc. 8th international conference on urban storm drainage*, Sydney, Australia (this issue).
- Evans K. M., Gill R. A. and Robotham P. W. J. (1990) The source, composition and flux of PHA in sediments of the river Derwent, Derbyshire, U.K. *Water, Air and Soil Pollution*, **51**, 1-12.
- Flores-Rodriguez J. (1992). *Les métaux toxiques dans les eaux pluviales en milieu urbain: caractéristiques physico-chimiques*. PhD Thesis, Paris XII - Val de Marne University, France, 229 pp.
- Garnaud S., Mouchel J-M., Chebbo G., Thévenot D. R. (in press) Heavy metals concentrations in dry and wet atmospheric deposits in Paris district: comparison with urban runoff. *The Science of the Total Environment*, 27 p.
- Gromaire-Mertz M.-C., Garnaud S., Gonzalez A. and Chebbo G. (1998a) Characterisation of urban runoff pollution in Paris. In: *Proc. 3rd international conference on innovative technologies in urban storm drainage*, Lyon, France, vol. 1, 29-37.
- Gromaire-Mertz M.-C., Chebbo G. and Saad M. (1998b) Origins and characteristics of urban wet weather pollution in combined sewer systems : the experimental urban catchment □Le Marais □in Paris. *Water Science and Technology*. **37** (1), 35-43.
- Hites R. A., Laflamme R. E. and Windsor JR. J. G. (1980) Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in marine/aquatic sediments : their ubiquity. *Chemistry Series*, **185**, 289-311.
- Robbe D. (1984) Interprétation des teneurs en éléments métalliques associés aux sédiments, rapports des laboratoires. In: *Environnement et Génie Urbain, EG-1, Ministère des transports, de l'Urbanisme et du Logement □Laboratoire des Ponts et Chaussées*, 149 p.
- Rogge W. F., Hildemann L. M., Mazurek, M. A., Cass G. R. and Simoneit B. R. T. (1997) Sources of fine organic aerosol. 7. Hot asphalt roofing tar pot fumes. *Environmental Science and Technology*, **31**(10), 2726-2730.

III.6.4. Analyse des ions

III.6.4.1 L'appareil

L'appareil utilisé est un chromatographe ionique Compact IC 761, (Metrohm, version 2.761.0020) avec module supprimeur. Il comporte :

- Une valve d'injection,
- Une pompe haute pression (pression maximale 25 Mpa)
- Un amortisseur de pulsation pour préserver les colonnes,
- La ou les colonnes analytiques,
- Un supprimeur, avec son mode de régénération automatique,
- Une pompe péristaltique pour effectuer la régénération et le rinçage du module supprimeur,
- Un détecteur conductimétrique thermostaté,
- Un passeur d'échantillons (IC sample processor 766).

Un volume de 20 mL de chaque échantillon est filtré à 0,45 μm (Millipore, type HV) avant analyse des anions et cations. Le protocole analytique a été validé au laboratoire Cereve (Guilloteau, 2001).

III.6.4.2 Analyse des anions

La colonne analytique utilisée (Metrohm, CI Metrosep Anion Dual 1) est précédée d'une cartouche de préconcentration (Metrohm, Metrosep anion). L'éluant utilisé pour la détermination des anions est composé de 2,5 mM Na_2CO_3 et de 2,4 mM de NaHCO_3 dilué dans de l'eau Milli-Q (Millipore). L'éluant est filtré (0,45 μm) puis dégazé.

Des courbes d'étalonnage ont été effectuées à partir d'une solution standard Calikit 1-2-3. Les ions contenus dans la solution standard mère sont les ions Cl^- (500 mg/L), SO_4^{2-} (500 mg/L), NO_3^- (500 mg/L), F^- (250 mg/L), PO_4^{3-} (500 mg/L) et Br^- (500 mg/L).

Des ajouts dosés de solutions sont réalisés régulièrement afin de vérifier la validité des étalonnages. De plus, des tests de répétabilité sont effectués (10 analyses successives) : les écarts observés sont compris entre 0 et 2 %.

III.6.4.3 Analyse des cations

La colonne analytique Metrosep 1 est utilisée pour l'analyse des cations. L'éluant correspondant est composé de 5 mM d'acide tartrique, 1 mM d'acide dipicolinique et 24 mM d'acide borique dans de l'eau Milli-Q. Les échantillons, une fois prélevés, sont immédiatement filtrés sur des membranes filtrantes à 0,45 μm (Millipore, type HV) puis acidifiés avec HNO_3 (3 mM).

Des courbes d'étalonnage ont été effectuées à partir d'une solution standard Calikit 1-2-3. Les ions contenus dans la solution standard sont les ions Ca^{2+} (500 mg/L), K^+ (500 mg/L), Na^+ (500 mg/L), Mg^{2+} (500 mg/L), Li^+ (500 mg/L), et NH_4^+ (500 mg/L).

De même que pour les anions, des ajouts dosés réguliers d'échantillon sont effectués, ainsi que des tests de répétabilité.

Tous les échantillons destinés à l'analyse des anions ou des cations sont conservés par congélation. Des tests de conservation ont été effectués afin de déterminer l'évolution des ions avec ou sans congélation (Guilloteau, 2001). Ils ont montré que la conservation par congélation n'entraînait pas de modification significative comparativement à un échantillon frais (<5%).

III.6.5. Analyse du Carbone Organique Dissous

Pour l'analyse du carbone organique dissous (COD), un volume de 12 mL d'échantillon est prélevé, puis filtré à 0,7 μm (Wattman, GF/F, fibre de verre) et enfin acidifié avec 500 μL de H_3PO_4 (85%, Normapur, Prolabo) afin d'assurer la conservation de l'échantillon et de chasser les carbonates et bicarbonates.

La méthode de dosage utilisée est basée sur la technique de détection par IR. Le principe réside en une oxydation par combustion du carbone organique présent dans l'eau en dioxyde de carbone. L'analyseur de carbone utilisé au Cereve est un modèle 1010 OI-Analytical muni d'un passeur automatique d'échantillons (modèle 1051, OI-Analytical). Les gammes d'étalonnage sont effectuées à partir d'une solution de phtalate.

III.6.6. Mesures de Chlorophylle a

La fluorimétrie mesure la fluorescence de l'échantillon contenant la chlorophylle. A l'aide d'un spectrofluorimètre UV-Visible (Jasco FP 750), des mesures précises de concentration en chlorophylle brute qui est la somme de la chlorophylle a et de la phéophytine (chlorophylle exempte de l'ion Mg^{2+}) sont obtenues. Par une réaction d'acidification agissant sur les ions Mg^{2+} de la phéophytine, le spectrofluorimètre permet de calculer la concentration de chlorophylle a dans l'échantillon (Clesceri *et al.*, 1989).

III.6.6.1 Préparation des échantillons

Sur le site, des triplicats de volume $V_1=50$ mL sont prélevés et filtrés sur place sur filtres GF/F en microfibre de verre (Millipore) de porosité 0,7 μm et de 25 mm de diamètre, afin de collecter sur filtre les cellules algales contenant la chlorophylle. Le filtre est stocké dans un tube à essai en verre, au congélateur. Toutes les opérations suivantes doivent se faire dans l'obscurité, afin d'éviter toute dégradation de la chlorophylle.

III.6.6.2 Extraction des pigments

Chaque filtre est plongé dans un volume $V_2=5$ mL d'acétone à 90%. Cette solution est préparée en mélangeant 90% d'acétone suprapur (Prolabo) et 10% d'une eau saturée en hydroxy-carbonate de magnésium. Les tubes à essais sont placés dans un bac à ultra-sons pendant 15 minutes pour solubiliser la chlorophylle. A l'aide d'une seringue, équipée d'un mini-filtre GF/F (découpé avec un emporte-pièce) à son extrémité, 2 à 3 mL de la solution sont prélevés puis introduits dans la cuve du spectrofluorimètre.

III.6.6.3 Utilisation du spectrofluorimètre

Il est tout d'abord nécessaire de calibrer l'appareil avec des échantillons de concentrations connues en chlorophylle a (gamme d'étalonnage). L'ensemble des couples (grandeurs, mesures) permet d'établir une courbe de calibration : à une intensité donnée correspond une concentration en chlorophylle a. La quantité de chlorophylle a est dosée par fluorimétrie à une longueur d'onde d'excitation de 430 nm. La chlorophylle fluoresce autour de 660 nm. Le spectrofluorimètre doit analyser le spectre entre 480 nm et 730 nm. La sensibilité utilisée doit être assez élevée pour prendre en compte les faibles concentrations en chlorophylle dans les échantillons. L'acidification de l'échantillon avec 100 µL de HCl à 10% permet de transformer la chlorophylle a en phéophytine. Le spectrofluorimètre affiche l'intensité maximale de l'émission (pic à 667 nm) qui, introduite dans une formule empirique (établie en fonction de la courbe de calibration), permet d'obtenir la concentration en chlorophylle a en mg/L.

III.6.6.4 Calcul de la concentration en Chlorophylle a

Soit Δ la différence entre fluorescences maximales sous excitation à 430 nm en milieux neutre et acide. La concentration en chlorophylle a exprimée en mg/L est donnée par la relation empirique tirée de la gamme d'étalonnage :

$$[\text{Chloro a}] = 0,017680446 + 0,000561548 \times \Delta + 2,7958 \times 10^{-7} \times \Delta^2$$

Il est ensuite nécessaire de tenir compte du volume d'eau filtrée à l'origine (V_1) et du volume d'acétone utilisé pour l'extraction du filtre (V_2) afin d'obtenir la concentration réelle en chlorophylle a dans l'échantillon naturel en µg/L.

$$[\text{Chloro a}]_{\text{échantillon}} = [\text{Chloro a}] \times V_2/V_1 \times 10^3$$

III.6.7. Limites de détection des paramètres mesurés sur les échantillons d'eau et de sédiment

Les limites de détection des différents paramètres mesurés sur les échantillons d'eau et de sédiment sont données dans le Tableau 16.

Tableau 16 : Limites de détection pour les paramètres mesurés sur les échantillons d'eau et de sédiment.

COD (mgC/L)	DBO ₅ (mgO ₂ /L)	DCO (mgO ₂ /L)	NTK (mgN/L)	NH ₄ ⁺ (mgNH ₄ ⁺ /L)	NO ₂ ⁻ (mg NO ₂ ⁻ /L)	NO ₃ ⁻ (mg NO ₃ ⁻ /L)	P _T (mgP/L)	AOX (µgCl/L)	HCtot (mg/L)
0,5	3	20	2	0,03	0,02	2	0,1	10	0,01
16 HAP USEPA (µg/L)	Cd (µg/L)	As (µg/L)	Cr (µg/L)	Hg (µg/L)	Zn (µg/L)	Cu (µg/L)	Pb (µg/L)	Ni (µg/L)	
0,05	2	5	10	0,5	10	10	10	10	
COP (g/kg)	NTK (gN/kg)	NO ₂ ⁻ (mg NO ₂ ⁻ /kg)	NO ₃ ⁻ (mg NO ₃ ⁻ /kg)	NH ₄ ⁺ (mgNH ₄ ⁺ /kg)	HCtot (mg/kg)	16 HAP USEPA (µg/g)	Cd (µg/g)	As (µg/g)	Cr (µg/g)
5	0,05	2,5	2,5	20	20	0,01	0,8	5	5

Hg (µg/g)	Zn (µg/g)	Cu (µg/g)	Pb (µg/g)	Fe (µg/g)	Al (µg/g)	Ni (µg/g)	Mn (µg/g)
0,05	5	5	5	5	5	5	5

Abréviations utilisées pour les HAP :

naphtalène (N), acénaphthylène (Acyl), acénaphthène (Acen), Fluorène (F), pyrène (P), Anthracène (A), Fluoranthène (Fluo), Benzo(a)anthracène (BaA), chrysène (Chry), Benzo(b)fluoranthène (BbF), Benzo(k)fluoranthène (BkF), Benzo(a)pyrène (BaP), diBenzo(ah)anthracène (DahA), Benzo(ghi)pérylène (BghiP), Indéno(1,2,3-cd)pyrène (IP).

III.7. Bibliographie

Azimi S. (2000), "Caractérisation des retombées atmosphériques métalliques en milieu urbain : comparaison avec le milieu rural", DEA Sciences et Techniques de l'Environnement, Université ParisXII-Val de Marne, Paris, 51p.

Barrick R. C. (1982), "Flux of aliphatic and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons to Central Puget Sound from Seattle (Westpoint) Primary Sewage Effluent", *Environmental Science and Technology*, **16**, (10), pp.682-692.

Baumard P. et Budzinski H. (1997), "Internal standard qualification method and gas chromatograph-mass spectrometer (GC-MS) : a reliable tool for polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) quantification in natural matrices", *Analisis*, **25**, pp.246-252.

Carey J. H., Ongley E.D. et Nagy E. (1990), "Hydrocarbons transport in the Mackenzie River, Canada.", *The Science of Total Environment*, **97/98**, pp.69-88.

Carpentier S. (1998), "Validation d'une méthode d'analyse d'hydrocarbures d'origines urbaines (B.V.U.E du Marais, Paris)", DEA Sciences et Techniques de l'Environnement, Université ParisXII-Val de Marne, Paris, 44p.

Carpentier S., Jumeau S., Moilleron R. et Thévenot D. R. (1999), "Mobilisation de polluants lors de la mise en dépôt de sédiments fluviaux contaminés", Piren Seine, annual report, pp 5.56-5-79.

Clesceri L. S., Greeberg A. E. et Trussell R. R. (1989), "Standard methods for the examination of water and wastewater", *American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation*, 17 1391 + annexes.

Espace Conseil (1995), "Dossier de déclaration 'Projet d'aménagement de l'étang du Rouillard'", Commune des Mureaux.

Estèbe A. (1996), "Impact de l'agglomération parisienne et de ses rejets de temps de pluie sur les concentrations en métaux des matières en suspension et des sédiments en Seine en période estivale", Thèse de doctorat en Sciences et Techniques de l'Environnement, Université Paris XII - Val de Marne, Paris, 237 p.

Garnaud S. (1999), "Transfert et évolution géochimique de la pollution métallique en bassin versant urbain", Thèse de doctorat en Sciences et Techniques de l'Environnement, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, 396p.

Gonzalez A., Garnaud S., Carpentier S., Moilleron R. et Thévenot D. (1999), "Significance of dissolved and particulate metal and hydrocarbon determinations in urban runoff samples" *International Conference on Urban Storm Drainage*, Sydney, Australia, **4**, pp 1816-1824.

Guilloteau D. (2001), "Modélisation en laboratoire de la mise en dépôt de sédiments fluviaux contaminés : cas des espèces chimiques majeures", DEA Sciences et Techniques de l'Environnement, Université Paris XII-Val de Marne, Paris, 44p.

Jumeau S. (1999), "Devenir de la contamination en hydrocarbures lors de la mise en dépôt de produits de dragage", DEA Sciences et Techniques de l'Environnement, Université ParisXII-Val de Marne, Paris, 49p.

Letellier M., Budzinski H., Garrigues P. et Wise S. (1996/1997), "Focused microwave-assisted extraction of polycyclic aromatic hydrocarbons in open cell from reference materials (sediment, soil, air particulates)", *Spectroscopy*, **13**, pp.71-80.

Wise S. A., Schantz M. M., Jr. Benner B. A., J. Hays M. et Schiller S. B. (1995), "Certification of polycyclic aromatic hydrocarbons in a marine sediment standard reference material", *Analytical Chemistry*, **67**, (7), pp.1171-1178.

IV. Evolution de l'étang du Rouillard pendant la mise en dépôt des matériaux de dragage du bassin de la Seine

Dans ce chapitre, nous allons discuter les différents résultats obtenus pour l'ensemble des échantillons prélevés sur le site du Rouillard de mars 1999 □ date à laquelle un échantillon de référence a été collecté avant les premiers remblais de matériaux de dragage □ à octobre 2001 □ date à laquelle le remblaiement de l'étang du Rouillard a été achevé. Nous allons traiter ces résultats dans trois parties : la première concerne l'évolution de la qualité des eaux superficielles de l'étang, la seconde traite de l'évolution de la qualité du dépôt dans l'étang. (eaux interstitielles et sédiment) et la troisième porte sur la qualité des eaux de nappe à proximité de l'étang remblayé.

IV.1. Qualité des eaux superficielles

L'article intitulé *Impact environnemental de la mise en dépôt en eau de matériaux de dragage (cas du bassin de la Seine)* □ présenté dans le paragraphe (IV.1.1) publié dans *La Houille Blanche* □ n°8/2001 pages 82-86, porte sur l'évolution de la qualité des eaux de surface du site de dépôt (l'étang du Rouillard) qui accueille les MD du bassin de la Seine. Les résultats obtenus pour le suivi mensuel de ces eaux de surface de juin 1999 à octobre 2000 montrent des tendances claires. D'une part, les teneurs en matières en suspension augmentent significativement en périodes de remplissage du site de dépôt. Les concentrations en ammonium relevées dans l'étang après seulement 2 mois de remplissage sont dommageables à la vie aquatique. Ces quantités d'ammonium sont apportées à la fois par les eaux interstitielles des MD mais aussi par ammonification de l'azote organique présent dans le sédiment. Le phénomène de dénitrification dans le site de dépôt est également montré. D'autre part, les concentrations en micropolluants □ métalliques ou organiques □ dans les eaux superficielles de l'étang n'ont pas significativement évolué depuis les premiers remplissages de l'étang avec des MD.

IV.1.1. Principales évolutions observées sur les eaux superficielles

Article publié dans la Houille Blanche n°8-2000, pp. 82-86

IMPACT ENVIRONNEMENTAL DE LA MISE EN DEPOT EN EAU DE MATERIAUX DE DRAGAGE (CAS DU BASSIN DE LA SEINE)

Environmental impact of dredged material dumping (case of the Seine basin)

S. CARPENTIER¹, R. MOILLERON¹, D. THEVENOT¹, C. BELTRAN² et D. HERVE²

¹CEREVE, Faculté des Sciences et Technologie, Université Paris XII □ Val de Marne, 61, av. du Gl de Gaulle, 94010 Créteil Cedex, France

²Services de Navigation de la Seine, île de la Loge, 78380 Bougival, France

Résumé.

Afin de maintenir l'écoulement de la rivière ainsi que sa navigation, des dragages d'entretien sont effectués. Dans le cas du bassin de la Seine, les solides, une fois dragués, sont transportés au moyen de barges puis déposés dans des sites de dépôts en eau - le plus souvent d'anciennes gravières. Ces sédiments, lorsqu'ils sont d'origine urbaine, contiennent des polluants. Ces sédiments ne font toutefois l'objet d'aucune loi et n'ont pas de statut juridique propre : leurs conditions de stockage ne font pas non plus l'objet de réglementation spécifique. Cependant, les conditions de stockage de ces sédiments peuvent entraîner des conditions favorables au relargage des polluants de la phase particulaire vers la phase dissoute. Nous avons étudié un de ces sites de stockage, le site du Rouillard situé à Verneuil sur Seine (78). Un suivi mensuel de la qualité des eaux de ce site nous a permis de mettre en évidence l'impact présumé des relargages sur la qualité des eaux de surface.

Abstract.

Dredging rivers is needed in order to maintain sufficient sailing depths or prevent settling areas. In the case of the Seine Basin (Paris region, France), dredged sediments are stored in gravel quarries under 2 to 8 meters of water. This project focuses on the possible mobilisation of pollutants during the deposit of dredged urban sediments. In fact, French legislation does not mention dredged sediments as far as rivers are concerned and the management of these materials is complicated due to this lack of specific regulation. The possible mobilisation of pollutants due to the deposition of dredged materials is studied on the site Rouillard (Verneuil sur Seine, 78, France). Monthly, water from the site was sampled and the impact of pollutants mobilisation on the environment was evidenced.

GENERALITES SUR LE DRAGAGE

Contexte Législatif

L'arrêté du 14 juin 2000, relatif aux niveaux de référence à prendre en compte lors d'une analyse de **sédiments marins ou estuariens** présents en milieu naturel ou portuaire, émane du ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement : c'est actuellement la seule réglementation qui prenne en compte les matériaux de dragage en tant que tels. Pour ce qui concerne les matériaux de dragage en milieu continental, le contexte législatif français n'est pas clair à ce jour. Les opérations de dragage sont actuellement soumises à la fois à autorisation et déclaration au titre de la **loi sur l'eau** (03/01/1992), à la loi relative aux **Installations Classées** du 19/07/1976 dans son décret 94.485 du 19/06/94 sur les exploitations de carrières, à la **loi relative aux déchets** 75.633 du 15/07/1975 modifiée, à autorisation au titre du **Code Rural** ou du **Code de l'Urbanisme** ou encore à autorisation au titre de la **loi pêche** si celles-ci ont un impact sur la vie piscicole... En conclusion, il n'existe pas une mais plusieurs réglementations visant partiellement les opérations de dragage. Dans ces conditions, il est très difficile pour le maître d'ouvrage d'une opération de curage d'y voir clair dans cette abondance de textes [1]. De plus, l'absence de définition précise d'un

matériau de dragage considéré comme toxique ou pollué rend impossible sa prise en compte dans une réglementation.

Le dragage dans le bassin de la Seine

Technique de dragage. Dans le bassin de la Seine, en moyenne 150 000 m³ de sédiments sont dragués par an. Ce volume représente 1/40^{ème} du volume total dragué chaque année en France. Sur le bassin de la Seine, le dragage est principalement un dragage d'entretien (pour assurer la navigabilité des cours d'eau et l'écoulement normal des eaux). Par conséquent, les opérations de dragage sont quasi-continues sur l'ensemble du bassin de la Seine et en particulier au niveau des ouvrages de navigation. Ainsi, le dragage hydraulique est rendu impossible puisque celui-ci nécessite la présence d'une zone de dépôt dans un périmètre de 2,5 km. Ce type d'aménagement n'existant évidemment pas tout au long du continuum fluvial, le dragage mécanique a donc été considéré comme l'option la mieux adaptée [2].

Devenir des matériaux de dragage. Sur les 6 millions de m³ dragués en France en eaux continentales, 70% sont mis en dépôts ou en cordon sur les berges, 10% sont valorisés en travaux publics, 7% sont épandus sur des terres agricoles et le solde connaît diverses destinations (remblai, clapage, inertage...) [3]. Le dragage dans le bassin de la Seine est un dragage qui concerne majoritairement des zones urbaines ou industrielles, c'est pourquoi il est peu favorable de les déposer en cordon sur les berges de la rivière, comme cela est réalisé dans le nord de la France par exemple. Les matériaux sont majoritairement mis en dépôt en eau dans d'anciennes gravières situées à l'aval de Paris.

La problématique dans le bassin de la Seine. Dans les rivières soumises à la pression anthropique comme la Seine ou l'Oise, les polluants sont présents de façon majoritaire dans les sédiments [4]. La charge polluante de ces sédiments, une fois dragués, pose le problème de la gestion de ces matériaux. Les sédiments issus des campagnes annuelles de dragage de la Seine et de l'Oise, en aval des zones les plus industrialisées, sont mis en dépôt dans d'anciennes gravières généralement remplies d'eau. Ces sédiments sont parfois riches en matière organique et contaminés en micropolluants métalliques (valeurs médianes de 32 mg/kg.ms de Cr, 52 mg/kg.ms de Pb, 190 mg/kg.ms de Zn, 0,8 mg/kg.ms de Cd, 17 mg/kg.ms de Ni, 0,45 mg/kg.ms de Hg, 31 mg/kg.ms de Cu pour la Seine aval obtenues lors des campagnes effectuées avant dragage en 1996, 1999 et 2000) et organiques comme les hydrocarbures totaux (194 mg/kg.ms) ou les hydrocarbures aromatiques polycycliques (6,7 mg/kg.ms). Il faut noter que la qualité des sédiments est très hétérogène d'un bief dragué à l'autre. Les sédiments ne pouvant être régalés sur culture alimentaire, selon les critères établis par les Voies Navigables de France (VNF 2), représentent entre 30 et 40 % de la totalité des matériaux dragués chaque année sur la bassin de la Seine. Les seuils correspondants aux critères des Voies Navigables de France sont présentés en Annexe 1.

Afin d'évaluer l'impact sur l'environnement des matériaux de dragage mis en dépôt et plus précisément la mobilisation et le relargage des polluants, nous avons suivi le site de dépôt utilisé par les Services de Navigation de la Seine de 1999 à 2001 : le site du Rouillard.

LE SITE DU ROUILLARD

Présentation du site

L'étang du Rouillard a été choisi pour recueillir les matériaux dragués de la Seine à l'aval de Vitry (94) jusqu'à Bonnières (78) et de l'Oise à l'aval de Compiègne (60) à partir de juin 1999 et jusqu'à fin juin 2001 (Figure 1).

Ce site a été équipé et suivi pour mesurer les polluants présents dans les sédiments depuis leur dragage jusqu'à leur mise en dépôt, puis lors de leur stockage dans l'étang. D'autre part, ce site présente l'avantage de n'avoir jamais reçu de matériaux préalablement à cette opération.

L'étang du Rouillard se situe sur la rive gauche de la Seine (Seine, PK 91) sur une ancienne gravière au sein de la base de loisirs de Verneuil sur Seine (78). L'aménageur de la base de loisirs a obtenu un récépissé de déclaration au titre de la Loi sur l'Eau pour le remblaiement de cet étang. Ce dernier constitue une zone de dépôt d'une capacité de 200 000 m³ (superficie de 90 000 m²). Il est destiné à accueillir 80 000 à 110 000 m³ de sédiment dilué par an. Les matériaux de dragage mis en dépôt restent recouverts d'une lame d'eau de 2 m (\pm 50 cm).

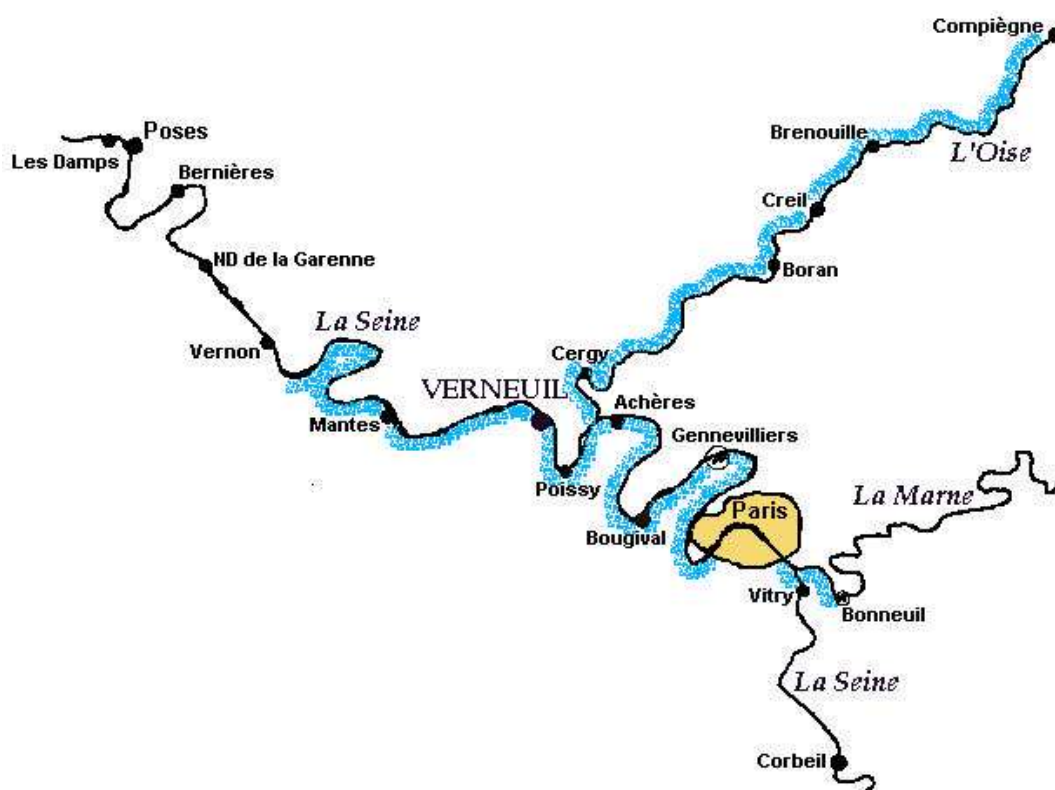


Figure 1 : Zones draguées dont les matériaux sont déposés dans le site du Rouillard à Verneuil sur Seine

Procédure de mise en dépôt

Les sédiments dragués sont transportés par barge, sur la Seine, jusqu'aux abords du dépôt. Ils sont alors dilués environ 10 fois et remis en suspension avec de l'eau pompée en Seine et entraînés via une conduite, par un refouleur posté sur la Seine. La conduite se prolonge dans le bassin par une canalisation maintenue par des flotteurs. Celle-ci est flexible, ce qui permet de la déplacer, et de remblayer le bassin de façon à ce que le matériau soit réparti uniformément. Les eaux de surverse sont rejetées dans la Seine via une autre conduite asservie à un débitmètre qui permet d'enregistrer les débits de sortie vers la Seine. De la même façon, les débits d'eau de Seine pompée pour la dilution des matériaux de dragage sont enregistrés en continu. Généralement, l'étang est rempli quotidiennement du mois de juin au

mois de janvier, puis une période de repos est observée. Elle correspond aux épisodes de crue de la Seine.

Equipement du site, campagnes d'échantillonnage et de mesures

Ce site est équipé de trois piézomètres «externes» répartis autour de l'étang et de deux massifs filtrants, piézomètres situés au coeur du dépôt. Les piézomètres externes permettent d'échantillonner, depuis juillet 1999, l'eau de la nappe souterraine présente sous l'étang. Les massifs filtrants sont des préleveurs construits spécifiquement pour notre étude : ils permettent d'échantillonner depuis juillet 2000 les eaux interstitielles des matériaux en place dans l'étang. Des échantillons de sédiments provenant de l'étang et des barges sont prélevés tous les trimestres. Les résultats concernant les échantillons de piézomètres et de sédiments ne seront pas présentés ici. Nous présentons ici le suivi des eaux superficielles de l'étang. Ces échantillons d'eau sont prélevés tous les mois au milieu du lac et au niveau du rejet en Seine. Nous prélevons également chaque mois un échantillon d'eau de Seine au niveau où celle-ci est pompée lors de la dilution des matériaux de dragage (MD) dans la barge. Ces fréquences d'échantillonnage sont appliquées depuis juillet 1999 et se poursuivent jusqu'en décembre 2001.

Sur le terrain, les paramètres tels que pH, conductivité, potentiel redox, oxygène dissous et température ont été mesurés *in situ* au moyen de sondes. Les analyses physico-chimiques réalisées en laboratoire sur les échantillons d'eau et/ou de sédiment suivant les normes AFNOR en vigueur sont : MES, MVS, COD, NH_4^+ , NTK, NO_2^- , NO_3^- , DCO, DBO_5 , P tot, AOX. Les hydrocarbures aliphatiques et aromatiques ont été également mesurés, ainsi que les métaux lourds (Cd, As, Cr, Zn, Cu, Pb, Ni, Hg) [5].

IMPACT SUR LES EAUX DE SURFACE

Contaminants majeurs

Les teneurs en MES observées pendant les périodes de remplissage sont élevées (22 à 54 mg/L) en raison du brassage des matériaux de dragage au cours du remblaiement. Les valeurs obtenues en période de repos (5 à 11 mg/L) montrent une réelle décantation lors de la l'arrêt des apports de matériaux de dragage.

Un développement d'algues filamenteuses a été observé à proximité des berges du lac en période de repos hivernal : ceci pourrait indiquer un eutrophisation de l'étang. Nous constatons à cet égard des concentrations en ammonium importantes (jusqu'à 22 mg/L) et observons en particulier que ces concentrations ne diminuent pas pendant la période de repos : ceci indique un relargage depuis les matériaux de dragage en place par suite de l'ammonification de l'azote organique des matériaux de dragage.

Nous avons estimé l'effet de dilution des eaux interstitielles des matériaux déposés (valeur moyenne obtenue pour les eaux interstitielles lors des campagnes réalisées sur le bassin de la Seine avant les dragages en 1999) dans l'eau de l'étang, en considérant que l'eau de l'étang a été totalement remplacée par l'eau de Seine utilisée lors du refoulement.

Concentration théorique dans l'étang en supposant que l'apport est uniquement dû à la dilution des eaux interstitielles des MD introduits dans l'étang :

$$[\text{NH}_4^+]_{\text{théorique}} = \{(V_{\text{MD}} \cdot H \cdot [\text{NH}_4^+]_{\text{EI}}) + ([\text{NH}_4^+]_{\text{Seine}} \cdot V_{\text{Etang}})\} / (V_{\text{Etang}})$$

V_{MD} : volume de MD introduits dans l'étang (L)

H : humidité

$[NH_4^+]_{EI}$: concentration moyenne en NH_4^+ dans les eaux interstitielles des MD (mg/L)

$[NH_4^+]_{Seine}$: concentration moyenne en NH_4^+ dans l'eau de Seine (mg/L)

V_{Etang} : volume total de l'étang (L)

Ce calcul montre que la simple dilution des eaux interstitielles ne suffit pas à expliquer les fortes concentrations en NH_4^+ observées dans l'eau de l'étang (Figure 2) et ainsi confirme l'hypothèse d'ammonification du matériau déposé.

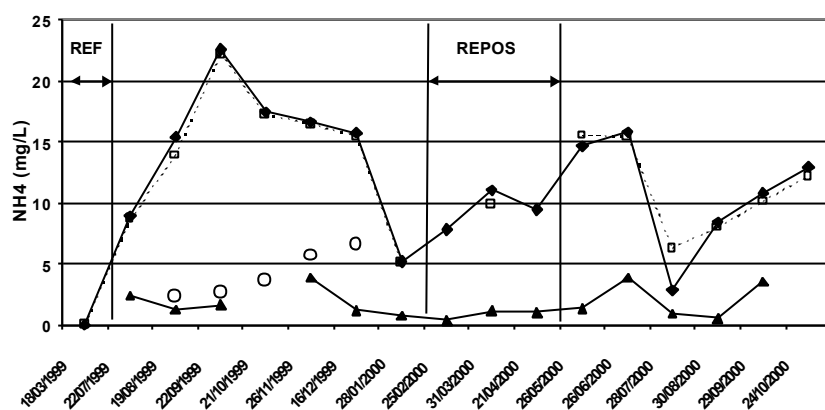


Figure 2 : Concentrations en ammonium dans les eaux superficielles de l'étang du Rouillard : milieu de l'étang (■), exutoire de l'étang (□), Seine (▲), et valeur calculée après dilution des eaux interstitielles des matériaux de dragage (○)

Le **phosphore** total a été mesuré sur échantillon brut : les concentrations en Seine et dans l'étang sont voisines (moyenne = 0,3 mg/L \pm 0,15). L'état de référence, effectué en mars 1999, présentait des concentrations plus faibles (inférieures à 0,1 mg/L). Nous pouvons donc supposer que les teneurs en P tot dans le lac, après remplissage, sont dues à l'eau de Seine utilisée pour la dilution des matériaux de dragage.

Nous pouvons réitérer cette hypothèse pour le cas des **nitrites**. De la même manière que pour l'ammonium, nous avons estimé l'effet de la dilution des eaux interstitielles des matériaux déposés dans l'eau de l'étang. Ce calcul montre que la contribution des eaux interstitielles à l'apport en nitrites dans le lac est négligeable en comparaison à l'apport par l'eau de Seine seule (Figure 3).

En outre, nous observons des teneurs plus faibles dans l'étang que dans la Seine, ce qui impliquerait un phénomène de dénitrification rendu possible par la nature organique des matériaux de dragage mis en dépôt.

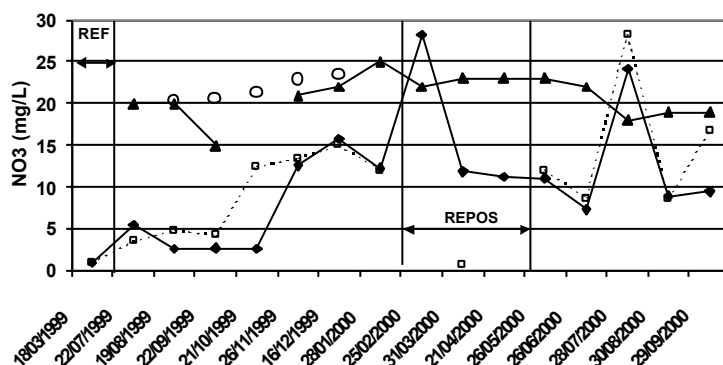


Figure 3 : Concentrations en nitrates dans les eaux superficielles de l'étang du Rouillard : milieu de l'étang (■), exutoire de l'étang (□), Seine (▲), et valeur calculée après dilution des eaux interstitielles des matériaux de dragage (○)

Micropolluants

Les résultats obtenus pour les HAP présentent le plus souvent des concentrations inférieures aux limites de détection des protocoles de mesure (0,01 µg/L par composé). Nous notons cependant, en période de remplissage, des concentrations dans l'étang qui ont pu atteindre des valeurs notables et en particulier dépasser les seuils A2 ou A3 du décret 91-257 sur la qualité des eaux de surface destinées à la production d'eau de consommation humaine (Figure 4).

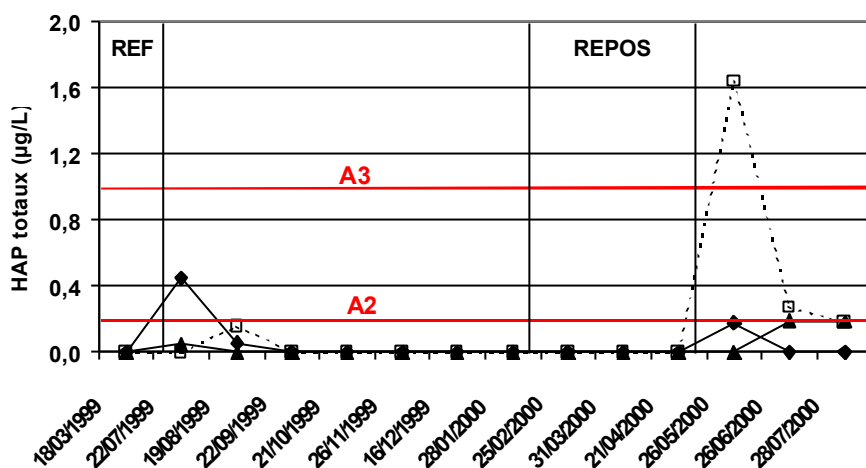


Figure 4 : Concentrations en HAP totaux (somme des 16 HAP USEPA) dans la fraction dissoute des eaux superficielles de l'étang du Rouillard : milieu de l'étang (◆), exutoire de l'étang (□), Seine (▲)

Ces épisodes sont ponctuels et correspondent certainement à la contamination de certains matériaux introduits dans l'étang lors de la campagne d'échantillonnage. En effet, il est important de noter que la qualité des matériaux introduits dans l'étang est extrêmement hétérogène : le matériau peut être très sableux et très peu contaminé, ou peut présenter une consistance plutôt vaseuse plus à même de renfermer des polluants en fonction du bief dragué.

Nous notons que les métaux, comme les hydrocarbures, sont le plus souvent présents dans les eaux de surface à des concentrations inférieures aux limites de détection des protocoles de mesure.

CONCLUSIONS

Le suivi de l'étang du Rouillard a commencé en mars 1999, avant les premiers apports de matériaux de dragage, lors d'une campagne qui nous a permis d'établir une situation de référence. Puis des campagnes d'échantillonnage ont été entreprises à partir de juillet 1999, date à laquelle les premiers matériaux de dragage ont été déposés dans le site.

Le suivi de la qualité des échantillons d'eau de surface en période de remplissage comme en période de repos a permis de montrer un impact de la mise en dépôt sur la qualité des eaux de surface de l'étang du Rouillard. Nous avons tout d'abord constaté des effets épisodiques de contamination liés à la qualité du matériau introduit dans l'étang (cas des HAP totaux et des métaux, en particulier du zinc). Nous avons également observé des apports notables en ammonium et carbone organique dissous : ils proviennent à la fois de la dilution des eaux interstitielles lors du refoulement des matériaux remblayés et du relargage par les matériaux constituant le dépôt. Le phosphore et les nitrates seraient, quant à eux, apportés par l'eau de

Seine utilisée lors du refoulement. Les concentrations en nitrates plus faibles observées dans l'étang par rapport à la Seine seraient dues à l'action dénitrifiante des dépôts dans le bassin.

Afin de pouvoir établir des bilans à l'échelle de l'année, nous devons estimer les volumes entrants et sortants de l'étang. Toutefois, des difficultés de fonctionnement du débitmètre de sortie de l'étang rendent délicats les calculs de bilan. Nous espérons également déterminer l'impact biologique de la mise en dépôt des matériaux de dragage sur l'étang grâce à des observations de zoo- et de phytoplancton. L'ensemble de ces données permettra à terme d'établir des bilans annuels de transfert (carbone, azote, phosphore, hydrocarbures et métaux) et d'évaluer l'impact environnemental de la mise en dépôt de sédiments fluviaux urbains.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier le Service de Navigation de la Seine (SNS), les Voies Navigables de France (VNF), et l'Entreprise Morillon Corvol Courbot ainsi que le Programme Interdisciplinaire de Recherche Environnementale sur la Seine (Piren Seine GDR 1874) pour leurs soutiens financier et logistique.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] Agostini R., Pavageau P. et Verley F. (1997), "Curage et devenir des boues, approche réglementaire", *Pôle de compétences Régional Nord-Pas-de-Calais sur les sites et sols pollués, thématique 'Sédiments toxiques'*, 68 p.
- [2] Pôle de compétences sur les sites et sols pollués (2000), "Faut-il curer ? - pour une aide à la prise de décision -", *Enlèvement des sédiments - guide méthodologique* -, 4, 31 p.
- [3] Bogusz D. et Pavageau P. (1999), "Etat actuel de la problématique au plan français", *Comité Technique National sur la Gestion des Sédiments*, 7 juin 1999, point n°2, 8 p.
- [4] Petersen W., Wallmann K., Li P., Schroeder F. et Knauth H. D. (1996), "The influence of diagenetic processes on the exchange of trace contaminants at the sediment-water interface", *Verlag Berlin Heidelberg ed., Sediment and toxic substances*, Calmano/Förstner (Hrsg), Springer, pp 37-50
- [5] Carpentier S., Jumeau. S., Moilleron. R. et Thévenot. D., (1999) "Mobilisation de polluants lors de la mise en dépôt de sédiments fluviaux contaminés" rapport d'activité 1999 du programme PIREN-Seine, pp 5.56-5.79

ANNEXE

	VNF 1	VNF 2	VNF 3
As	< 20	20 < x < 45	> 45
Cd	< 2	2 < x < 6,4	> 6,4
Cr	< 150	150 < x < 250	> 250
Cu	< 100	100 < x < 300	> 300
Hg	< 1	1 < x < 3	> 3
Ni	< 50	50 < x < 150	> 150
Pb	< 100	100 < x < 367,5	> 367,5
Zn	< 300	300 < x < 500	> 500
Hydrocarbures	< 100	100 < x < 2500	> 2500
Usage	Tout usage	Tout usage sauf régalage sur culture alimentaire	Stockage ou valorisation après étude de faisabilité

Annexe 1 : Critères établis par les Voies Navigables de France de teneurs des matériaux de dragage ou sédiments en micropolluants (mg/kg.ms) et usages associés

IV.1.2. Ensemble des paramètres suivis dans les eaux superficielles

Les principaux résultats obtenus pour les eaux superficielles pour la période 03/1999 à 07/2000 ont été présentés dans le paragraphe précédent (IV.1.1) sous forme d'article. Dans ce paragraphe, nous développons l'ensemble des résultats obtenus pour les eaux superficielles de l'étang du Rouillard sur la période 03/1999 à 10/2001 (c'est à dire depuis l'état de référence avant les premiers remblaiements jusqu'à l'arrêt complet du remplissage de l'étang par des MD) pour l'ensemble des paramètres mesurés.

La majorité des résultats obtenus pour les différents paramètres mesurés et pour les différents types d'échantillons sont représentés en fonction du temps afin de montrer l'évolution temporelle de la qualité des eaux à mesure du remplissage de l'étang par les MD. Nous avons matérialisé les périodes de repos □ c'est à dire les périodes au cours desquelles le remblaiement de l'étang n'avait pas lieu- par des zones grisées sur ces graphiques. De même, nous avons symbolisé l'état de référence établi en mars 1999 avant les premiers remblais par une zone grisée sur les graphiques.

D'une manière générale, pour l'ensemble des paramètres mesurés chaque mois sur les eaux superficielles, nous avons noté que les valeurs au milieu de l'étang et dans le rejet en Seine étaient très voisines. Ceci indique une homogénéité spatiale des eaux superficielles sur l'ensemble de l'étang, due essentiellement au brassage induit par la mise en dépôt et au fait que l'étang est peu profond (en moyenne 4 m avant remplissage et 2 m après). Nos échantillonnages au milieu de l'étang peuvent donc être considérés comme représentatifs des eaux superficielles de tout l'étang.

IV.1.2.1 Paramètres in situ

Il est important de rappeler que les paramètres *in situ* ont été mesurés à environ 1 mètre de profondeur sur les eaux superficielles de l'étang du Rouillard au milieu de l'étang, au niveau du point de rejet en Seine et dans l'eau de Seine au niveau du bateau refouleur, avec une fréquence mensuelle depuis les premiers remblais en juillet 1999. Nous avons pris comme référence l'eau de Seine car nous avons calculé, étant donné le mode de mise en dépôt des MD qui utilise environ 9 volumes d'eau de Seine pour 1 volume de MD, que l'eau présente à l'origine dans l'étang avait été remplacée complètement par de l'eau de Seine après 3 mois de remplissage. Ce calcul a été confirmé par les mesures de débit sortant de l'étang et de variation de hauteur de l'étang qui ont été obtenues au cours du suivi, pendant 24 h, réalisé en août 2001 (voir IV.1.3).

Le **pH** varie peu sur les 3 années de suivi (écart type < 0,5), en prenant en compte les périodes de remblaiement et les périodes de repos hivernal durant lesquelles l'étang ne reçoit pas de MD. Le pH moyen sur les 3 ans est de 7,8 pour l'eau de l'étang, de 7,6 pour les eaux de rejet en Seine, et de 7,8 pour l'eau de Seine. Ce paramètre ne semble pas avoir été perturbé par la mise en dépôt de MD puisque les seules variations observées dans l'étang suivent la même évolution que celles observées dans l'eau de Seine (annexe 17).

Un suivi du **potentiel redox** a été effectué de façon mensuelle également durant les 3 années. Cette mesure utilise deux électrodes : une électrode de platine et une électrode de référence. La référence absolue utilisée pour exprimer ce type de mesure est l'électrode normale à hydrogène. La mesure effectuée entre cette électrode et une électrode de mesure (en platine) donne le potentiel d'oxydoréduction normal (E_H , exprimé en mV/ENH). Cependant, pour des raisons pratiques et de sécurité, l'électrode Ag/AgCl est généralement utilisée comme

électrode de référence (c'est le cas dans notre étude). La différence de potentiel ainsi mesurée doit être corrigée (+222 mV à 25 °C) pour exprimer le potentiel redox normal. Puis, afin d'obtenir le cologarithme de la pression partielle en hydrogène en équilibre avec le milieu (rH), nous avons utilisé la relation valable à 25°C pour les E_H exprimés en mV/ENH (Degrémont, 1989) :

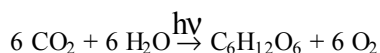
$$rH = E_H / 29 + 2 \text{ pH}$$

Ce paramètre rH n'a pas montré une grande variabilité mensuelle (écart type voisin de 1,5) entre la mesure initiale effectuée avant les premiers remblais en mars 1999 et les apports successifs de MD durant les 3 années d'exploitation du site. Cependant, il est important de noter que la valeur moyenne (26,2), correspond, d'après Rodier (1996), à un milieu considéré comme réducteur. Tout au long des 3 années de suivi, les valeurs ont oscillé entre 22,6 et 29. Sachant que Rodier (1996) considère que la valeur de 27 constitue la limite entre un milieu réducteur ($rH < 27$) et un milieu oxydant ($rH > 27$), les eaux superficielles de l'étang se situent donc à la limite entre ces deux état redox. Cette observation n'est pas surprenante : en effet, les MD apportés dans l'étang confèrent un pouvoir plutôt réducteur au milieu puisqu'ils sont eux mêmes fortement réducteurs (rH de l'ordre de 15 mesurés dans les sédiments de barge), d'autre part, le brassage de ces matériaux avec l'eau de Seine lors de la mise en dépôt entraîne un apport non négligeable en oxygène dissous qui tend à rendre le milieu plutôt oxydant.

La **conductivité** ionique a également fait l'objet d'un suivi mensuel sur les eaux superficielles. Elle augmente par apport de sels dissous dans l'eau et augmente avec la température (Degrémont, 1989). Dans le cas de notre travail, la Seine a présenté une conductivité moyenne de $599 \pm 194 \mu\text{S/cm}$ (écart type). A titre de comparaison, il est intéressant de noter que les effluents de la station d'épuration de Seine Aval à Achères (à l'amont du site étudié) présentent une conductivité de $1070 \mu\text{S/cm}$, et la Seine, en amont de ces effluents, et lors de cette mesure, présentait une conductivité de $518 \mu\text{S/cm}$ (Chesterikoff *et al.*, 1993). L'influence des effluents de la station d'Achères semble donc répercutée sur la conductivité mesurée en Seine au niveau de l'étang du Rouillard. Les valeurs de conductivité obtenues dans l'étang du Rouillard ($515 \pm 103 \mu\text{S/cm}$) et au niveau du rejet en Seine ($497 \pm 108 \mu\text{S/cm}$) sont, dans la majorité des cas, inférieures à celles mesurées en Seine. En effet, l'étang, bien que remblayé avec 90% d'eau de Seine, ne reçoit chaque jour que 1,5% de la totalité de son volume et l'influence des rejets à l'amont est, de ce fait, moins répercutée sur la conductivité mesurée dans l'étang lui même. La variabilité temporelle de ce paramètre, tant pour l'eau de Seine que pour les eaux de surface de l'étang et du rejet en Seine, est faible et est comprise entre 20 et 30 %.

L'**Oxygène dissous** (O_2) a été mesuré à 1 m de profondeur chaque mois, de juillet 1999 à septembre 2001. Nous constatons dans un premier temps que les concentrations en O_2 dissous dans l'étang sont la plupart du temps inférieures à celles que nous obtenons pour l'eau de Seine (Figure 28).

L'eau de l'étang est donc partiellement réoxygénée lors de la mise en dépôt des MD. Hors périodes de remplissage, l'eau de l'étang est peu brassée, voire stagnante et se ré-oxygène rarement, à l'exception de la production d'oxygène par le phytoplancton présent dans l'étang du printemps au début de l'automne. En effet, en milieu stagnant, la principale source d'oxygène n'est pas l'atmosphère mais l'activité algale. La production primaire d'oxygène par les végétaux suit l'équation simplifiée :



De plus, l'apport de MD de nature anoxique entraîne également une légère tendance à la diminution des concentrations en O_2 dissous dans l'étang. La diminution de hauteur d'eau, due également à l'apport de MD, rapproche l'interface eau-sédiment de la surface de l'étang, ainsi l'influence de l'anoxie des sédiments se fait d'autant plus ressentir lorsque le remplissage avance en 2000 et surtout 2001. D'autre part, les concentrations dans l'étang sont inférieures à celles mesurées au niveau du point de rejet, illustrant la ré-oxygénation partielle qui s'opère lors du trajet en canalisation entre l'étang et la Seine.

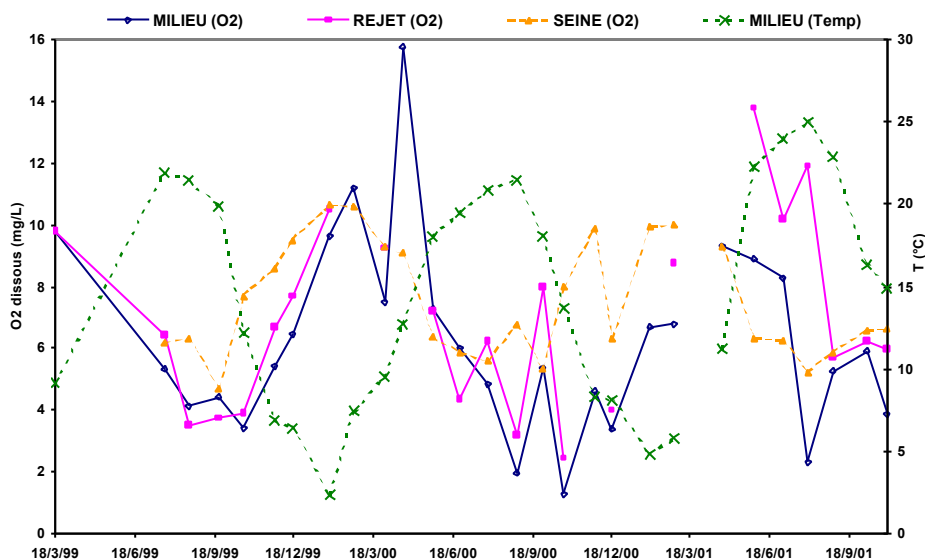


Figure 28 : Evolution des concentrations en oxygène dissous dans l'étang du Rouillard (milieu), au niveau du rejet en Seine (rejet) et dans l'eau de Seine (Seine), et évolution de la température de l'eau du milieu de l'étang.

Si nous mettons en regard les concentrations en oxygène dissous et les **températures de l'eau**, nous constatons une évolution opposée des deux paramètres. En effet, lors d'une augmentation de température, la teneur en oxygène dissous diminue en raison de sa plus faible solubilité. La solubilité de l'oxygène suit la loi hyperbolique simple proposée par Montgomery et ses collaborateurs en 1964 (Pourriot et Meybeck, 1995) :

$$(\text{O}_2)_{\text{sat}} = 468 / (31,6 + T)$$

Avec $(\text{O}_2)_{\text{sat}}$ = solubilité de l'oxygène (mg.L^{-1})
 T = température ($^{\circ}\text{C}$)

Cette formule est valable pour des températures $4 < T < 33^{\circ}\text{C}$, au niveau de la mer, à $\pm 0,04 \text{ mg.L}^{-1}$.

Nous avons calculé, avec les valeurs de température et d' O_2 dissous mesurées à 1 m de la surface, le taux de saturation en O_2 Figure 29 :

$$\text{Taux saturation } \text{O}_2 (\%) = (\text{O}_2) / (\text{O}_2)_{\text{sat}} \cdot 100$$

Nous constatons des valeurs largement supérieures à 100 % en mars 2000 et en mai, juin et juillet 2001. Ceci indique une surproduction d' O_2 attribuée au phytoplancton particulièrement abondant dans cet étang en période estivale (cf. paragraphe IV.1.4 de ce chapitre). Des taux de saturation très faibles (jusqu'à 12 % en octobre 2000) sont attribuables à la consommation

accrue de l'oxygène par les êtres vivants et en particulier aux bactéries qui se multiplient (Rodier *et al.*, 1996).

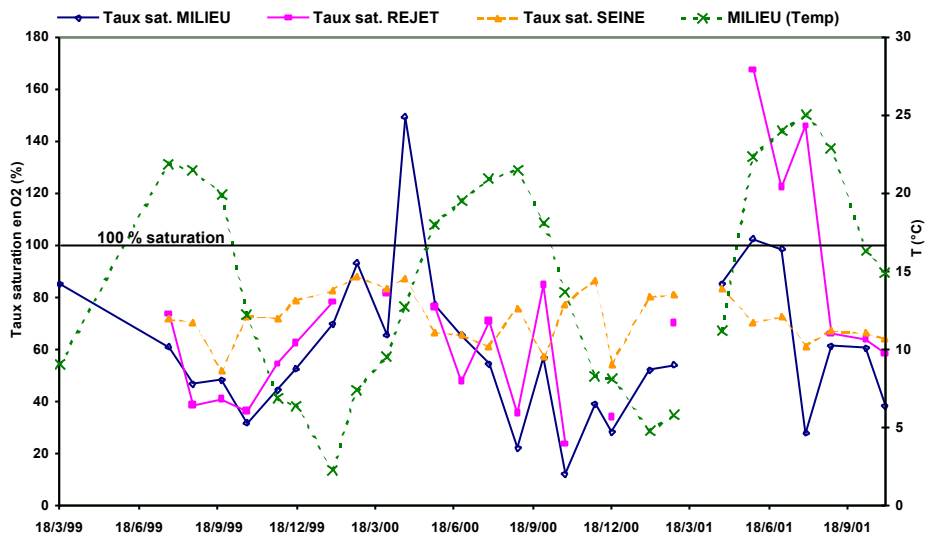


Figure 29 : Taux de saturation (%) pour les eaux superficielles du milieu de l'étang du Rouillard (milieu), au niveau du rejet en Seine (rejet) et dans l'eau de Seine (Seine), et évolution de la température de l'eau du milieu de l'étang.

Un suivi à pas de temps plus rapprochés (pas de temps horaire) a été réalisé du 13 au 18 septembre 2001. Lors de cette campagne, nous avons suivi le potentiel redox, l'oxygène dissous et la température mesurés à 1 m de la surface de l'étang. Les résultats concernant le potentiel redox et la température ne nous apportent pas vraiment d'éléments complémentaires comparativement aux mesures mensuelles effectuées au cours des 3 années de suivi. En revanche pour l'O₂ dissous, ce suivi montre clairement les variations nyctémérales (Figure 30).

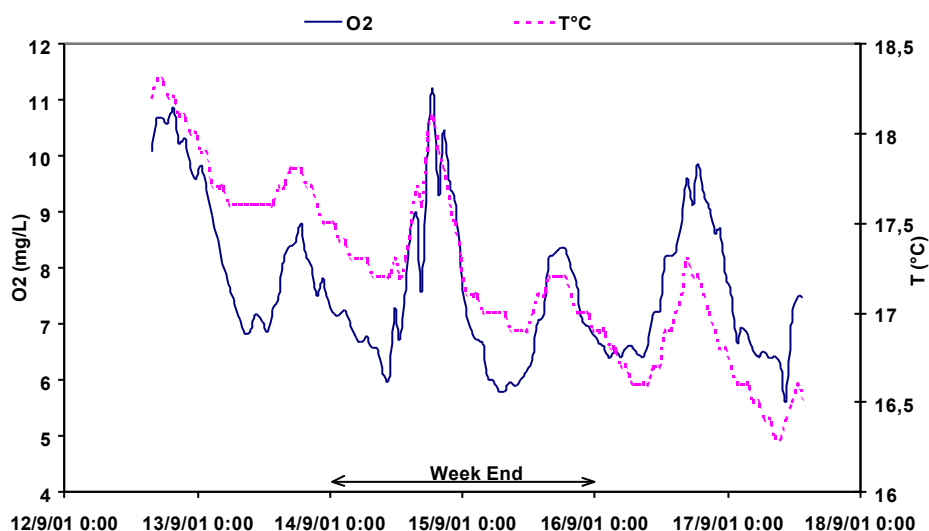


Figure 30 : Evolution des concentrations en oxygène dissous et température de l'eau au milieu de l'étang du Rouillard du 13 au 18 septembre 2001.

En effet, de fortes chutes des concentrations en O₂ dissous sont observées durant la nuit (écarts pouvant atteindre 4 mg/L), puis ces concentrations augmentent de nouveau durant la journée (zones grisées). Ce rythme est à attribuer à l'alternance des activités

photosynthétiques et respiratoires dans l'étang. La production d'oxygène dissous par le phytoplancton (abondant à cette période dans l'étang, cf. IV.1.4) supplante la respiration qui consomme l'oxygène dissous au cours de la journée. La nuit, seule la respiration est active et consomme l'oxygène. Outre ce cycle, nous observons que les concentrations atteintes en fin de journée varient beaucoup d'un jour à l'autre et ce en relation avec l'ensoleillement et la température de l'eau. En effet, les concentrations en oxygène dissous et la température varient simultanément et non de façon opposée, comme c'est le cas lors du suivi mensuel. Dans ce cas de suivi à pas de temps horaire, le phénomène physique de diminution de la solubilité de l'oxygène quand la température augmente semble masqué par la production primaire due au plancton, que nous venons de décrire.

L'ensemble des données concernant les mesures *in situ* effectuées sur les eaux de surface sont présentées sous forme de tableau en annexe 17.

IV.1.2.2 Matière organique

Les mesures de **carbone organique dissous** (COD) permettent de préciser la nature organique de la fraction dissoute (filtration à 0,45 µm) de la matière oxydable des eaux de surface. Les eaux superficielles de l'étang et du rejet en Seine présentent généralement des concentrations plus élevées en COD que l'eau de Seine (Figure 31).

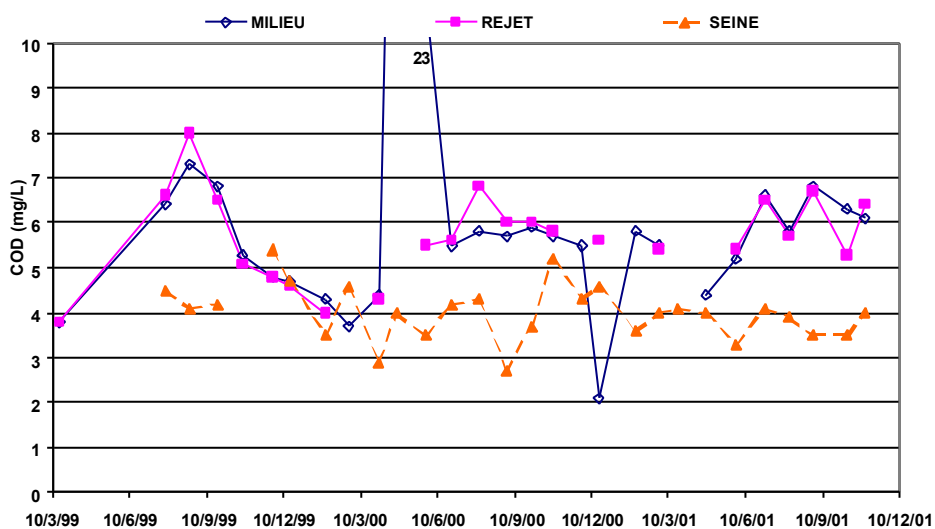


Figure 31 : Evolution temporelle du carbone organique dissous dans les eaux superficielles de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et de l'eau de Seine (Seine).

Ce carbone organique pourrait provenir de l'apport en MD dont les fractions les plus fines sont riches en MO comme nous le verrons dans le paragraphe IV.1.5 (mesures de MVS). De même, nous pourrions constater, dans un prochain paragraphe concernant la qualité des dépôts (IV.2), que ceux-ci présentent des teneurs en carbone organique bien plus élevées que celles qui étaient observées dans les sédiments de l'étang avant les premières mises en dépôt. De plus, le brassage des MD lors de la mise en dépôt favorise la dilution des eaux interstitielles des MD, qui sont riches en carbone organique (cf. article *Quality of dredged material in the river Seine basin (France) I. Physico-chemical properties* du Chapitre 2 ; moyenne = 83 mg/L). L'ensemble de ces apports dus à la mise en dépôt seraient donc responsables des augmentations en carbone organique observées dans les eaux superficielles de l'étang. Les

mesures du COD effectuées sur l'eau de la Seine au niveau du bateau refouleur présentent une valeur moyenne de 4,0 mg/L. Cette concentration reflète le comportement observé au cours d'une précédente étude (Meybeck *et al.*, 1998) sur la Seine à l'aval de Paris et plus particulièrement sur l'influence des rejets de la station de traitement des eaux usées de Seine aval à Achères. En effet, les mesures effectuées au cours de ce travail réalisé en 1989 ont montré qu'à l'amont de la station, les concentrations en COD étaient de 3 mg/L, et qu'au niveau du rejet de la station, cette concentration atteignait 5,5 mg/L. A l'aval de cette station d'épuration, les concentrations diminuaient ensuite très rapidement jusqu'à 4,5 mg/L, pour atteindre 3,5 mg/L à Poses. Donc, la Seine à Verneuil-sur-Seine subit l'influence des rejets de la station d'Achères et se trouve ainsi enrichie en carbone. Cet enrichissement, du fait du mode de remblaiement par remise en suspension dans l'eau de Seine, contribue à l'apport de COD dans l'étang. Un mode de remblaiement par voie sèche pourrait, par exemple, limiter les apports en carbone organique dus à l'eau de Seine. Le carbone organique, apporté en excès, peut en effet poser des problèmes liés aux diminutions des concentrations en O₂ dissous suite à l'augmentation des activités de biodégradation qui ne peuvent plus être compensées par la photosynthèse et la ré-aération.

La **DBO₅** (demande biochimique en oxygène) est un paramètre important de qualité de l'eau : il détermine, sur échantillon brut, la quantité d'oxygène utilisée lorsque la MO d'un volume donné d'eau est dégradée par des processus biologiques (oxydation bactérienne). Une eau correctement aérée et non polluée ne contient pas de matière oxydable ; son taux d'oxygène est élevé et la population bactérienne est peu abondante : la DBO₅ est alors faible. La présence de MO dans l'eau entraîne une chute de la teneur en O₂ car la ré-oxygénation du milieu ne peut compenser la consommation d'oxygène. La population bactérienne augmente : la DBO₅ est élevée (Manahan, 1994). La DBO₅ décrit ainsi les phénomènes d'auto-épuration naturelle dans les eaux superficielles qui résultent de la dégradation des charges organiques polluantes, sous l'action de micro-organismes.

Les mesures de DBO₅ sur les eaux superficielles de l'étang (milieu et rejet) ont été, dans plus de la moitié des cas, inférieures à 3 mg/L (Figure 32).

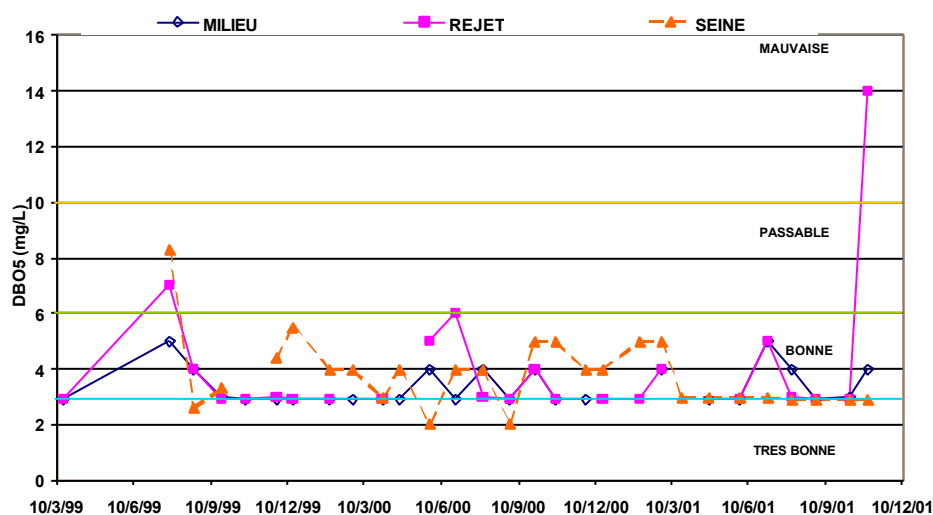


Figure 32 : Evolution de la DBO₅ pour les eaux superficielles du milieu de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et dans l'eau de Seine (Seine) et valeurs limites de qualité des eaux superficielles indiquées par le SEQ-eau (matières organiques et oxydables).

Selon le Système d'Évaluation de la Qualité de l'Eau (SEQ-eau)⁴, une DBO₅ inférieure à 3 mg/L correspond à une eau de "très bonne" qualité. Ce système d'évaluation, actuellement utilisé par les agences de l'eau, donne la possibilité de décliner la qualité de l'eau par altération ou usage de l'eau. La notion d'altération permet d'identifier les paramètres de qualité qui posent problème et d'effectuer un suivi fin des politiques de restauration mises en œuvre. La notion d'usage de l'eau indique, quant à elle, de façon claire et pratique, l'aptitude de l'eau à satisfaire les usages ou sa fonction naturelle. Ici, nous utilisons la grille des altérations "matières organiques et oxydables (MOOX)" qui comporte des seuils de valeur de DBO₅ permettant de qualifier une eau de "très bonne", "bonne", "passable", "mauvaise" ou "très mauvaise" qualité.

Les échantillons qui présentent une DBO₅ > 3 mg/L se situent le plus souvent entre 3 et 6 mg/L, ce qui correspond, selon le SEQ-eau, à une eau de bonne qualité. Les eaux de l'étang appartiennent à cette catégorie durant les périodes de remplissage. La MO rapidement biodégradable pourrait être apportée par les MD. Les échantillons de "rejet" et de "Seine" du 22/07/1999 présentent une qualité "passable". Cette date correspond aux premiers remblaiements de l'étang par des MD. De plus, le fait que l'eau de Seine présente une DBO₅ élevée peut expliquer, du fait du mode de remplissage, la DBO₅ observée dans l'étang. L'échantillon "rejet" du 30/10/2001 présente une "mauvaise" qualité alors que les remblais se sont arrêtés définitivement fin septembre 2001. Le fait qu'un rejet persiste même après arrêt des remplissages implique que l'apport d'eau serait dû à des entrées par infiltrations ou par la pluie. De plus, le fait que la DBO₅ au niveau du rejet est très largement supérieure à celle de l'étang peut suggérer un apport généré au niveau de la conduite enterrée qui amène les eaux de surverse de l'étang vers la Seine. A l'exception de ces 2 dates, les concentrations en DBO₅ varient peu et sont peu élevées.

La DCO a été mesurée sur les échantillons bruts d'eaux superficielles (Figure 33). Cette mesure de "demande chimique en oxygène" correspond à la teneur de l'ensemble des MO, que celles-ci aient un caractère biodégradable ou non. Elle s'exprime par la quantité d'oxygène équivalente à la quantité de bichromate de potassium nécessaire à l'oxydation des substances oxydables présentes dans les eaux résiduaires.

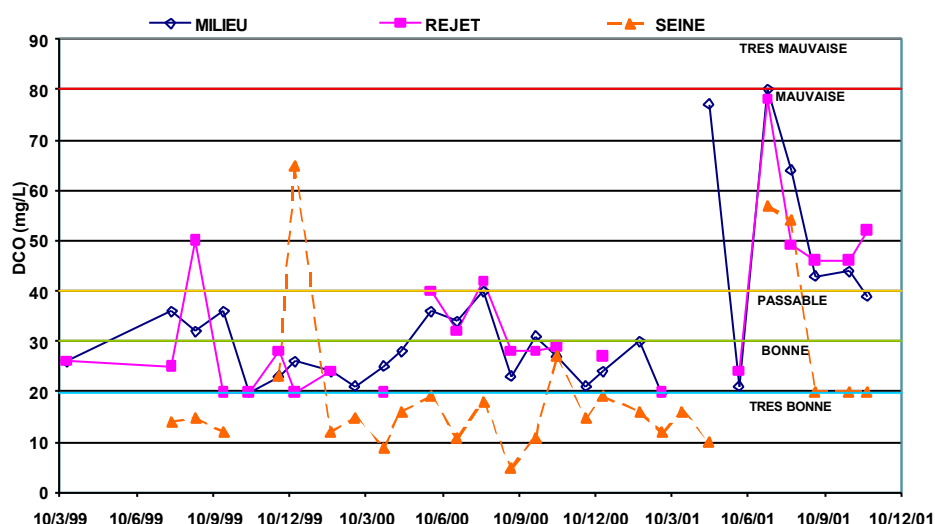


Figure 33 : Evolution de la DCO pour les eaux superficielles du milieu de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et dans l'eau de Seine (Seine) et valeurs limites de qualité des eaux superficielles indiquées par le SEQ-eau (section "matières organiques et oxydables").

⁴ <http://www.rnde.tm.fr/français/sy/sn/aesn/seq-eau.htm>

Les valeurs de DCO obtenues pour l'eau de Seine (excepté en décembre 1999 et juillet 2001) sont toujours inférieures aux valeurs de DCO mesurées sur les eaux superficielles du milieu de l'étang et/ou du rejet en Seine. D'après le SEQ-eau, l'eau de Seine est, pour ce paramètre, de "très bonne" qualité dans la majorité des cas, alors que les eaux de l'étang (milieu et/ou rejet) se situeraient plutôt dans les catégories "bonne" et "passable" du SEQ-eau, atteignant à plusieurs reprises une "mauvaise" qualité. La MO présente dans l'étang, ou apportée dans l'étang par la mise en dépôt de MD, si l'on se réfère à la fois aux résultats de DBO₅ et DCO, serait de nature essentiellement non biodégradable à court terme. Le calcul du rapport DCO/DBO₅ n'apporte pas ici d'information temporelle sur l'évolution de la nature biodégradable ou non de la MO, puisque la DBO₅ est constante dans le temps et voisine pour les eaux du milieu de l'étang, du rejet en Seine et de la Seine. Les fortes valeurs DCO/DBO₅ reflètent en fait les écarts obtenus pour la DCO (médiane DCO/DBO₅ milieu = 9 ; DCO/DBO₅ rejet = 8,3 ; DCO/DBO₅ Seine = 4) : les eaux de l'étang présentent plus de matière oxydable pas ou peu biodégradable que les eaux de Seine. L'apport de MD entraîne ainsi un apport de MO plus réfractaire que celle qui est présente en Seine.

L'ensemble des données concernant la matière organique (COD, BDO₅, DCO) dans les eaux superficielles de l'étang du Rouillard sont présentées sous forme de tableau dans l'annexe 18.

IV.1.2.3 Nutriments

Comme indiqué dans l'article *Impact environnemental de la mise en dépôt en eau de matériaux de dragage (cas du bassin de la Seine)* présenté dans le paragraphe IV.1.1 de ce chapitre, le **phosphore total** (P_T) est présent dans les eaux de l'étang (Figure 34), depuis les premiers remblais de MD, et l'eau de Seine présente des concentrations en P_T (moyenne 0,4 mg/L) le plus souvent supérieures à celles de l'étang.

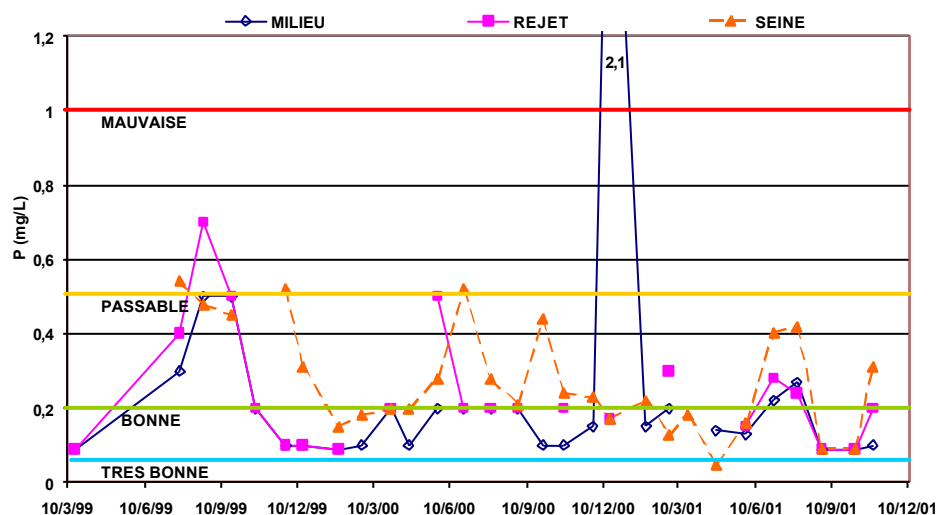
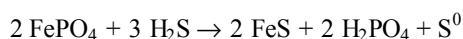


Figure 34 : Evolution du phosphore total pour les eaux superficielles du milieu de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et dans l'eau de Seine (Seine) et valeurs limites de qualité des eaux superficielles indiquées par le SEQ-eau (section "matières phosphorées").

Nous avons donc supposé qu'une grande part du P_T apporté aux eaux de l'étang provenait de l'apport en eau de Seine lors de la mise en dépôt des MD. Or, nous avons vu dans le premier article du chapitre 2 que les eaux interstitielles des sédiments avant dragage et par extension les eaux interstitielles des MD déposés dans l'étang du Rouillard présentaient des concentrations en P_T de 1,1 mg/L en moyenne. Ceci contribuerait à l'apport en P_T observé dans l'étang puisque les eaux interstitielles sont diluées dans l'eau de l'étang lors de la remise en suspension des MD au cours du remblaiement. Le phénomène de relargage du phosphore depuis les sédiments est par ailleurs admis (Hu *et al.*, 2001 ; Recknagel *et al.*, 1995). Il s'agit en particulier de relargage de phosphates au cours du processus de diagenèse -expulsion des eaux interstitielles ou diffusion (Stumm et Morgan, 1981). La solubilisation du phosphore peut aussi résulter de l'action de H_2S , issu de la réduction bactérienne des sulfates, sur les phosphates ferriques en milieu anaérobie (Champiat et Larpent, 1998) :



Mais les phosphates proviennent surtout des réactions de minéralisation de la MO. En effet, la minéralisation de la biomasse, par digestion bactérienne, relargue le phosphore, qui était constitutif des acides nucléiques, sous la forme d'orthophosphates. De plus, il est intéressant de noter que l'échange de phosphore avec les sédiments joue un rôle important dans la disponibilité du phosphore pour les algues et contribue ainsi à l'eutrophisation (Manahan, 1994). Donc nous pouvons dire que l'apport en phosphore dans les eaux de l'étang est dû à la fois à l'apport par l'eau de Seine, qui présente elle même de fortes concentrations en P_T , à la dilution des eaux interstitielles des MD lors de la mise en dépôt, et aux relargages depuis le dépôt. Les concentrations observées ne sont pas, pour autant, plus élevées dans l'étang que dans l'eau de Seine. Ceci serait lié à l'assimilation du phosphore par les organismes autotrophes (algues) et hétérotrophes (zooplancton) puisque le P_T est considéré comme limitant dans les phénomènes d'eutrophisation. Cette diminution serait également imputable à l'association du phosphore dissous aux particules du dépôt par phénomène d'adsorption et/ou de précipitation (Champiat et Larpent, 1998 ; Lau et Chu, 1999) ; ce dernier phénomène n'intervenant que lorsque le P_T dissous se trouve en excès vis à vis de l'assimilation par le plancton et les algues. Ceci impliquerait une diminution des concentrations observées dans les eaux de surface de l'étang par rapport aux concentrations observées en Seine.

Dans l'article *Impact environnemental de la mise en dépôt en eau de matériaux de dragage (cas du bassin de la Seine)* présenté dans le paragraphe IV.1.1 de ce chapitre, nous avons indiqué une augmentation notable des concentrations en **ammonium** dans les eaux superficielles de l'étang. Nous avons attribué ces concentrations à la fois à la dilution de l'ammonium présent dans les MD, lors de la mise en dépôt, et au relargage depuis le dépôt par ammonification de l'azote organique. Cette production d'ammonium provient de la dégradation enzymatique de composés azotés que sont les protéines. En milieu aquatique, les bactéries protéolytiques sont nombreuses. Leur densité varie suivant un rythme saisonnier atteignant son maximum autour du mois de mars, et l'activité ammonifiante est optimale vers 30-35°C (Champiat et Larpent, 1998). Nous observons effectivement (Figure 35) une augmentation des concentrations en ammonium à partir du printemps (après le début des remblaiements).

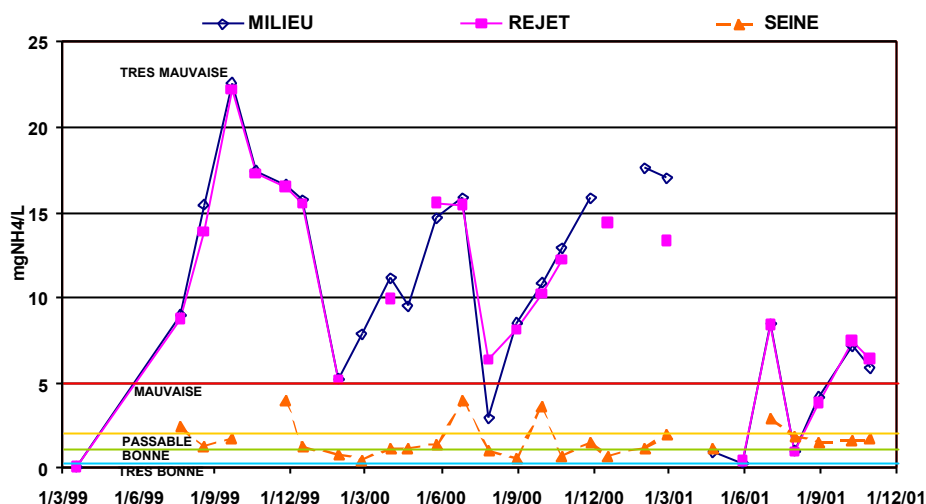
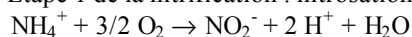


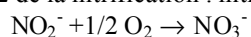
Figure 35 : Evolution de l'ammonium pour les eaux superficielles du milieu de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et dans l'eau de Seine (Seine) et valeurs limites de qualité des eaux superficielles indiquées par le SEQ-eau (section 'matières azotées').

Il est important de noter que les concentrations en NH₄⁺ observées dans l'étang sont très importantes : le SEQ-eau qualifie l'eau de l'étang comme 'très mauvaise' selon les critères 'matières azotées'. En effet, dès les premiers dépôts, les concentrations ont été régulièrement supérieures à 5 mg/L (limite SEQ-eau pour une eau de 'très mauvaise qualité' selon les critères 'matières azotées'). Nous notons une chute des concentrations en juillet 2000 et 2001. Ces phénomènes coïncident avec de fortes augmentations des nitrates, traduisant une oxydation de l'ammonium et donc un phénomène de nitrification :

Etape 1 de la nitrification : nitrosation



Etape 2 de la nitrification : nitratisation



Ce phénomène est simultané à la baisse des concentrations en O₂ observées aux mêmes périodes (cf. IV.1.2.1), puisque cette nitrification est consommatrice d'oxygène. De plus, les bactéries nitrifiantes ont une affinité marquée pour les particules solides (MES et/ou sédiments) auxquelles elles se fixent, et sont ainsi massivement apportées par les rejets d'eaux usées brutes en conditions estivales (en période hivernale, le processus est ralenti par les faibles températures) (Brion, 1998).

La forme ammonium (NH₄⁺) n'est pas très toxique, alors que la forme ammoniacale non ionisée (NH₃) l'est. La proportion en NH₃ dépend du pH (pK=9,2) et de la température. Le seuil de sensibilité à long terme, quelle que soit la vie piscicole, serait de 0,3 mg/L de NH₃. La toxicité s'élève rapidement et devient aiguë selon les espèces entre 0,6 et 1,5 mg/L, les salmonidés étant les plus sensibles. L'élévation de température diminue légèrement la toxicité, par contre, les fortes teneurs en CO₂ et les faibles teneurs en O₂ l'accroissent (Manahan, 1994). La proportion en NH₃ par rapport à NH₄⁺ dépend du pH et de la température de l'eau (T) et peut être calculée à partir de la formule suivante (Rodier *et al.*, 1996) :

$$\text{NH}_3 = \text{NH}_4^+ \cdot 1 / (1 + 10^{(10 - \text{pH} - 0.03T)})$$

Dans notre cas, nous avons calculé la concentration en NH_3 en prenant en compte la concentration en ammonium moyenne observée dans l'étang (10,6 mg/L), le pH moyen (7,8) et la température moyenne (14,4 °C) : nous obtenons une concentration de 0,17 mg/L. Si nous prenons à présent le cas le plus défavorable, c'est à dire la plus forte concentration en ammonium observée dans l'étang (22,2 mg/L) avec la température et le pH mesurés au moment de l'échantillonnage du 22/9/99, nous obtenons alors une concentration de 0,22 mg/L. Ces concentrations ne sont pas considérées comme toxiques (<0,3 mg/L). Cependant, il est important de rappeler que la valeur guide de qualité requise à la vie des poissons (directive Européenne) pour les eaux cyprinicoles (cas de l'étang du Rouillard avant les dépôts- est de 0,2 mg/L NH_4^+ (Gaujous, 1995) et que les valeurs moyennes observées dans l'étang sont 50 fois plus concentrées.

Les **nitrites** ont été mesurés sur les échantillons d'eau superficielle prélevés chaque mois de juillet 1999 à septembre 2001. Comme nous l'avons vu lors des mesures de l'ammonium, les nitrites constituent une étape intermédiaire de la nitrification et de la réduction bactérienne des nitrates. Une eau qui contient des nitrites est donc à considérer comme suspecte car elle traduit une perturbation de l'activité bactérienne : les réactions de nitrification et dénitrification restent incomplètes. La présence de nitrites peut donc être associée à la détérioration de la qualité microbiologique de l'eau (Rodier *et al.*, 1996). Les concentrations obtenues dans l'étang et dans l'eau de Seine (Figure 36) sont élevées par rapport aux critères matières azotées du SEQ-eau.

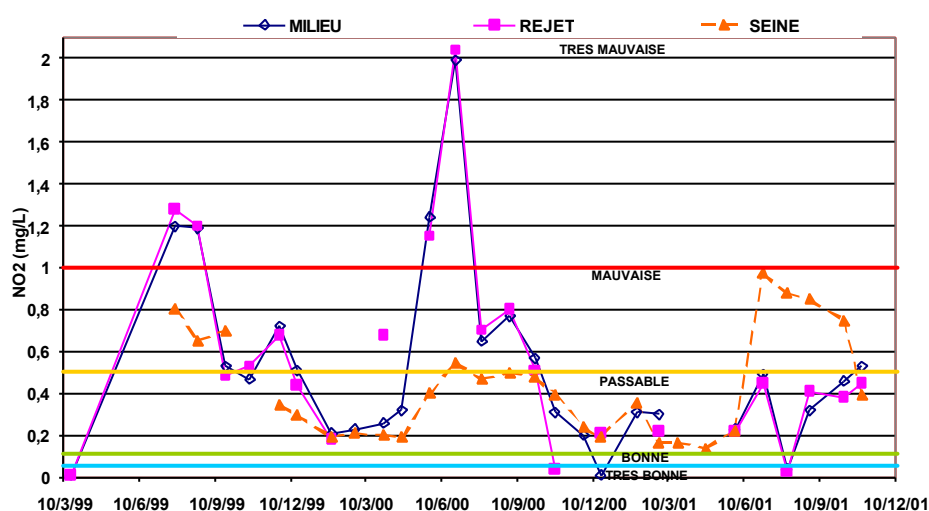


Figure 36 : Evolution des nitrites pour les eaux superficielles du milieu de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et dans l'eau de Seine (Seine) et valeurs limites de qualité des eaux superficielles indiquées par le SEQ-eau (section matières azotées).

Les concentrations obtenues dans les eaux de l'étang sont très souvent qualifiées par le SEQ-eau comme «mauvaises» à «très mauvaises». Nous observons des pics de concentration en juin 1999, 2000 et plus légèrement 2001. Ils correspondent à des pics de concentration en ammonium à la même période et à de faibles concentrations en nitrates aux mêmes périodes, indiquant ainsi une réduction bactérienne des nitrates en ammonium ou une nitrification incomplète des ions ammonium.

Les niveaux de **nitrates** dans la Seine (Annexe 19) restent le plus souvent plus élevés que dans l'étang comme nous l'avons noté dans le paragraphe IV.1.1 de ce chapitre. Les nitrates sont en effet consommés du fait de la dénitrification dans l'étang (réduction microbienne du NO_3^- en N_2 gazeux), mais ils peuvent aussi être assimilés par la microflore et/ou réduits en

NH_4^+ dans les sédiments riches en carbone et anaérobies (Champiat et Larpent, 1998). Nous notons effectivement le rôle de la microflore (aussi appelé "respiration nitrate") puisque les concentrations en nitrates sont plus faibles entre mars et septembre (1999, 2000 et 2001), période au cours de laquelle les développements algaux sont les plus importants. L'exception du mois de juillet pour lequel nous notons une dominance de l'activité de nitrification est décrite plus haut dans l'interprétation des résultats d'ammonium. Le processus de dénitrification étant lié à la teneur en MO des sédiments (Brion, 1998), l'enrichissement en MO des sédiments par l'apport de MD amplifie ce phénomène.

La mesure de l'azote Kjeldahl (NTK) prend en compte à la fois l'azote ammoniacal et l'azote organique mais n'inclut pas les formes oxydées de l'azote que sont les nitrates, nitrites et certains composés organiques nitrés. Les concentrations observées dans l'étang du Rouillard (Figure 37) sont supérieures à celles observées dans l'eau de Seine.

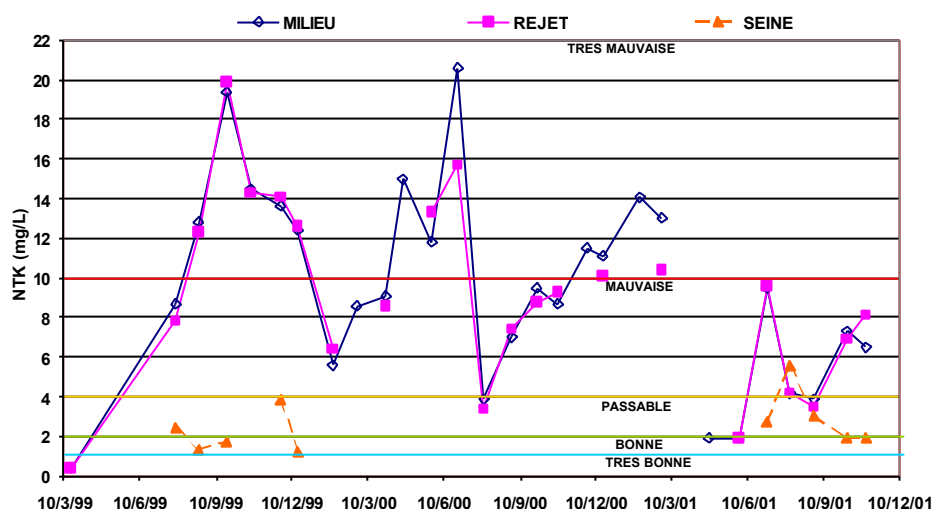


Figure 37 : Evolution de l'azote Kjeldahl pour les eaux superficielles du milieu de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et dans l'eau de Seine (Seine) et valeurs limites de qualité des eaux superficielles indiquées par le SEQ-eau (section "matières azotées").

Les concentrations dans l'étang sont élevées : selon le SEQ-eau "matières azotées", l'étang présenterait, la plupart du temps une qualité "mauvaise" à "très mauvaise". L'allure générale des concentrations en NTK dans l'étang suit l'allure des concentrations dans l'étang de l'ammonium puisque l'azote Kjeldahl inclut l'azote ammoniacal (Figure 38, a). Ceci signifierait que dans les eaux superficielles, l'azote organique, également pris en compte dans la mesure de NTK, représenterait seulement une part mineure : nous avons calculé cette part en retranchant des concentrations en NTK les concentrations en NH_4^+ (préalablement converties en mgN/L) et ainsi obtenu une concentration moyenne de 1,8 mgN/L dans l'étang, de 1 mgN/L dans le rejet en Seine et de 0,2 mgN/L dans la Seine (Figure 38, b).

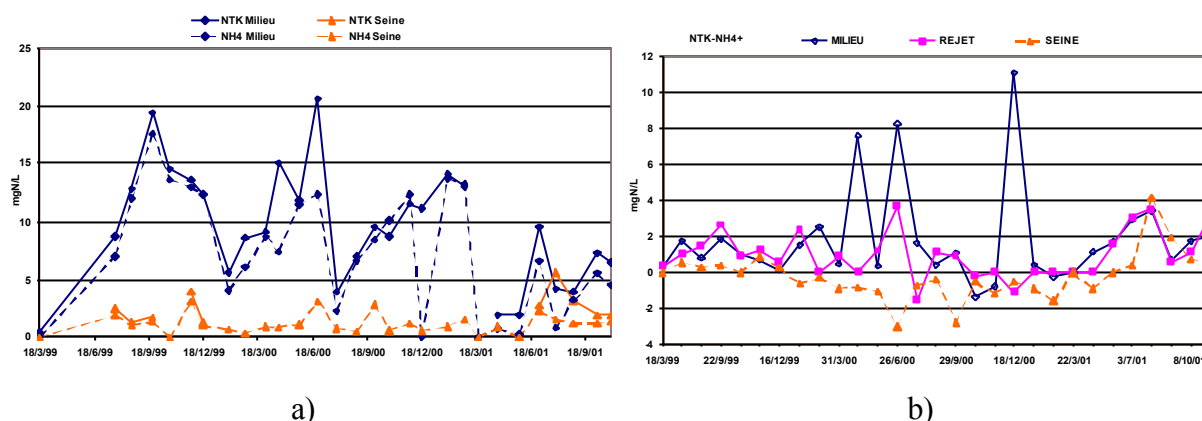


Figure 38 : a) Evolution des concentrations en NTK et NH₄⁺ (mgN/L) dans les eaux superficielles de l'étang (Milieu) du rejet en Seine (Rejet) et dans l'eau de Seine (Seine), b) évaluation de l'azote organique par calcul de NTK - N-NH₄⁺

L'ensemble des données concernant les nutriments (P_T, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, NTK) dans les eaux superficielles de l'étang du Rouillard est présenté en Annexe 19.

IV.1.2.4 Micropolluants

Les **hydrocarbures totaux** ont été mesurés par infra-rouge avec la méthode des indices CH₂ dans les eaux superficielles après extraction au tétrachlorure de carbone. Les concentrations mesurées dans l'étang et au niveau du rejet en Seine correspondent dans la majorité des cas à la catégorie A1 des exigences de la qualité des eaux douces superficielles destinées à la production d'eau destinée à la consommation humaine du décret européen 91-257 du 7 mars 1991 (Figure 39).

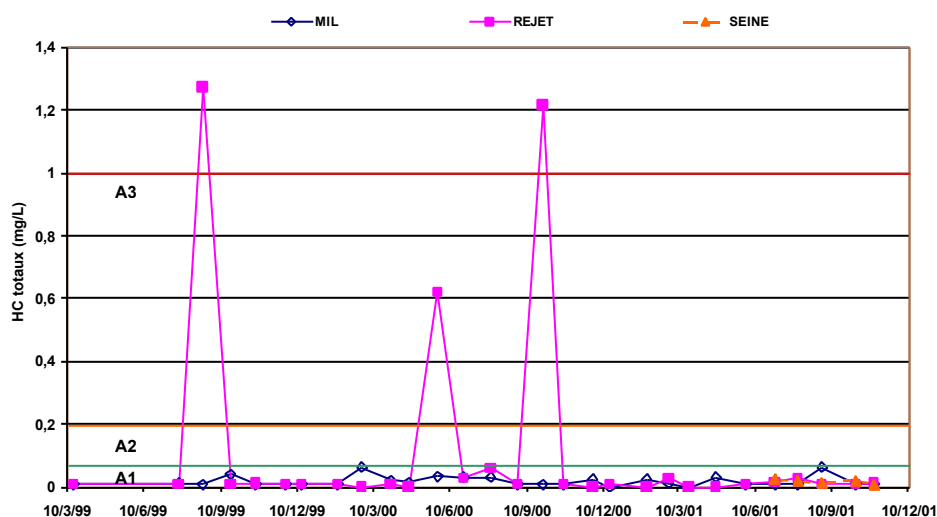


Figure 39 : Concentrations en hydrocarbures totaux (méthode indice CH₂) dans les eaux superficielles de l'étang (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et dans l'eau de Seine (Seine), et valeurs limites A1, A2 et A3 du décret 91-257 sur la qualité des eaux de surface destinées à la production d'eau de consommation humaine.

Nous comparons ici les résultats obtenus dans l'étang au décret 91-257 car le SEQ-eau ne contient pas de section déterminant la qualité de l'eau en fonction des concentrations en

hydrocarbures totaux. Les catégories A1, A2 et A3 correspondent en fait à des types de procédés de traitements des eaux permettant la transformation des eaux superficielles en eau alimentaire. La catégorie A1 nécessite un traitement physique simple et une désinfection. La catégorie A2 doit suivre un traitement normal physique, un traitement chimique et une désinfection. La catégorie A3 doit subir un traitement physique, un traitement chimique poussé, un affinage et une désinfection. Nous constatons qu'à 3 reprises, les concentrations en hydrocarbures totaux classent les eaux du rejet en Seine la catégorie A3. Le fait que les eaux du milieu de l'étang ne présentent pas de fortes concentrations au même moment est surprenant : il peut alors s'agir d'une "pollution" générée au niveau de la conduite qui amène les eaux de rejet vers la Seine. Mais globalement, nous pouvons dire que la pratique de mise en dépôt de MD n'apporte pas d'hydrocarbures totaux dans les eaux superficielles de l'étang du Rouillard.

Les résultats obtenus pour les composés organo-halogénés adsorbables (AOX) sont présentés Figure 40.

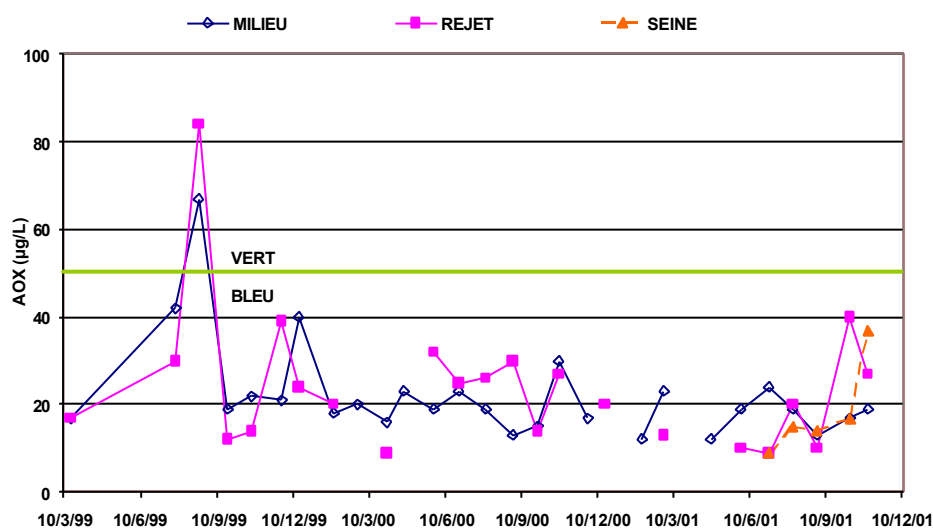


Figure 40 : Concentrations en AOX dans les eaux superficielles de l'étang (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et dans l'eau de Seine (Seine) et valeurs limites "code couleur" de l'Agence de l'Eau Seine Normandie.

Le premier pic de concentration est certainement attribuable à la teneur en MES de l'eau au même moment (voir paragraphe IV.1.5 de ce chapitre) : en effet, les mesures de AOX prennent en compte la totalité du chlore, du brome et de l'iode pouvant être adsorbés sur charbon actif et se trouvant sur les particules en suspension. Leur évolution est ainsi étroitement liés à la présence de MES. Le décret 93-743 du 29 Mars 1993 relatif à la nomenclature des opérations soumises à autorisation ou à déclaration en application de l'article 10 de la loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau (ce qui est le cas de l'étang du Rouillard) indique une valeur limite maximale de 24 g/j. Si nous prenons comme débit de rejet le débit moyen mesuré au niveau du rejet (6350 m³/j) et comme concentration en AOX la valeur moyenne observée dans l'étang (22 µg/L), alors, nous obtenons un rejet de 142 g/j. Si nous considérons la valeur la plus haute atteinte (84 µg/L), alors, 533 g/j sont rejetés lors de cet épisode. L'Agence de l'Eau Seine Normandie donne un code "couleur" pour les concentrations en AOX des rivières du bassin de la Seine : bleu pour les concentrations <50 µg/L, vert pour les concentrations comprises entre 50 et 100 µg/L et rouge pour les

concentrations supérieures à 100 µg/L. Les eaux de l'étang se situeraient donc plutôt dans la catégorie intermédiaire.

Les **Hydrocarbures aliphatiques et aromatiques (HAP)** ont été mesurés dans les échantillons d'eaux superficielles. Les résultats obtenus pour les HAP sont présentés dans l'article *Impact environnemental de la mise en dépôt en eau de matériaux de dragage (cas du bassin de la Seine)* présenté dans le paragraphe IV.1.1 de ce chapitre. Nous avons constaté que les HAP n'étaient pas - ou très peu - présents dans les eaux superficielles de l'étang : ainsi les HAP présents dans les MD ne sont pas relargués vers les eaux de surface de l'étang pendant la phase de remplissage du site. Pour les hydrocarbures aliphatiques (HC_{ali}), les concentrations médianes sont de 0,5 µg/L pour le milieu de l'étang, 0,5 µg/L pour le rejet en Seine et 0,4 pour l'eau de Seine. Les mesures d'hydrocarbures aliphatiques sont moins intéressantes pour leurs concentrations totales que pour la distribution des hydrocarbures obtenue pour chaque échantillon. L'étude des distributions de HC_{ali} permet en effet de déterminer les origines de la pollution présente dans le milieu. Par exemple, la détermination des HC_{ali} majoritaires peut indiquer une prédominance de sources telles que le phytoplancton, les macrophytes ou des sources anthropiques pyrolitiques (Bouloubassi et Saliot, 1993). Pour les eaux superficielles, les hydrocarbures majoritairement présent sont C₁₈, C₂₀ et C₃₀ qui possèdent donc un nombre pair de carbones. Ces hydrocarbures traduisent généralement une origine anthropique des hydrocarbures. Le calcul du CPI (Carbon Preference Index), qui est le rapport de la somme des HC_{ali} ayant un nombre de carbones impairs sur la somme des HC_{ali} ayant un nombre de carbones pairs, donne une indication sur l'origine biologique ou anthropique des échantillons : un CPI≈1 traduit une origine plutôt anthropique et un 3 < CPI < 6 traduit une origine plutôt biologique (Bouloubassi et Saliot, 1993). Dans le cas présent, les échantillons d'eaux superficielles présentent des CPI < 1 d'où une origine anthropique (pyrolytique, pétrolière). La Seine à l'aval de Paris est effectivement un milieu anthropisé qui alimente ici les eaux de l'étang.

Les conclusions concernant les concentrations en **métaux lourds** mesurées sur les échantillons d'eaux superficielles sont présentées dans l'article *Impact environnemental de la mise en dépôt en eau de matériaux de dragage (cas du bassin de la Seine)* présenté dans le paragraphe IV.1.1 de ce chapitre. Nous constatons que seuls de rares échantillons présentent des concentrations détectables par les instruments de mesure (Figure 41).

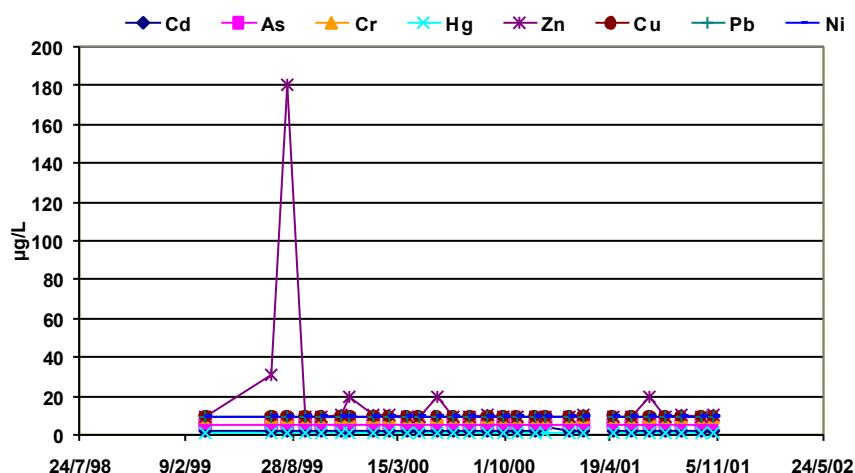


Figure 41 : Concentrations en métaux lourds (µg/L) dans les eaux superficielles prélevées au milieu de l'étang.

De plus, comme les mesures ont été effectuées sur échantillon brut et comme les métaux sont préférentiellement adsorbés sur les particules, les valeurs observées confirment d'autant plus l'absence de relargage des métaux vers les eaux superficielles de l'étang. Un résultat similaire a été obtenu en Hollande pour une remise en suspension de sédiments en milieu aqueux (Van Den Berg *et al.*, 2001). En revanche, des relargages de métaux à court terme depuis les MD ont été observés dans des études sur des mises en dépôt de MD sur site à terre (Stephens *et al.*, 2001 ; Tack *et al.*, 1996). En effet, ce type de mise en dépôt impose des conditions de température et d'oxydation beaucoup plus fortes que la mise en dépôt en eau pour laquelle les conditions redox ne sont pas modifiées suffisamment longtemps pour induire un relargage. Cependant, il semble qu'à court terme, ces relargages diminuent significativement (Tack *et al.*, 1999).

Les évolutions des micropolluants mesurés dans les eaux superficielles sont présentées sous forme de tableaux dans l'Annexe 20.

IV.1.3. Suivi de la qualité des eaux superficielles durant 24h

Une campagne de suivi sur 24 h a été réalisée afin de déterminer l'impact à court terme de la mise en dépôt de MD pendant la période de remblaiement. Cette campagne a été mise en place les 30 et 31 août 2000 (cf. Chapitre 3).

Les paramètres débit du rejet en Seine, hauteur d'eau de l'étang, MES, teneur en ammonium et en carbone organique dissous ont ainsi été mesurés sur ces échantillons. Les résultats obtenus lors de cette campagne d'échantillonnage sont les suivants:

- La mesure en continu du **débit** de surverse (Figure 42) montre un décalage de 2 heures environ entre le début des activités de remblaiement (8h00) et les premières augmentations de débit (10h00). Celui-ci atteint de fortes valeurs (environ 450 m³/h) jusqu'à 21h00 puis tend à revenir aux valeurs observées la veille en matinée (environ 250 m³/h).
- Une variation de **Hauteur d'eau** de 5 cm au cours de la journée puis un retour à la valeur initiale de la veille ont été observés (Figure 42).

Ces résultats illustrent les temps de réaction hydraulique de l'étang du Rouillard à la mise en dépôt de MD dilués par l'eau de Seine.

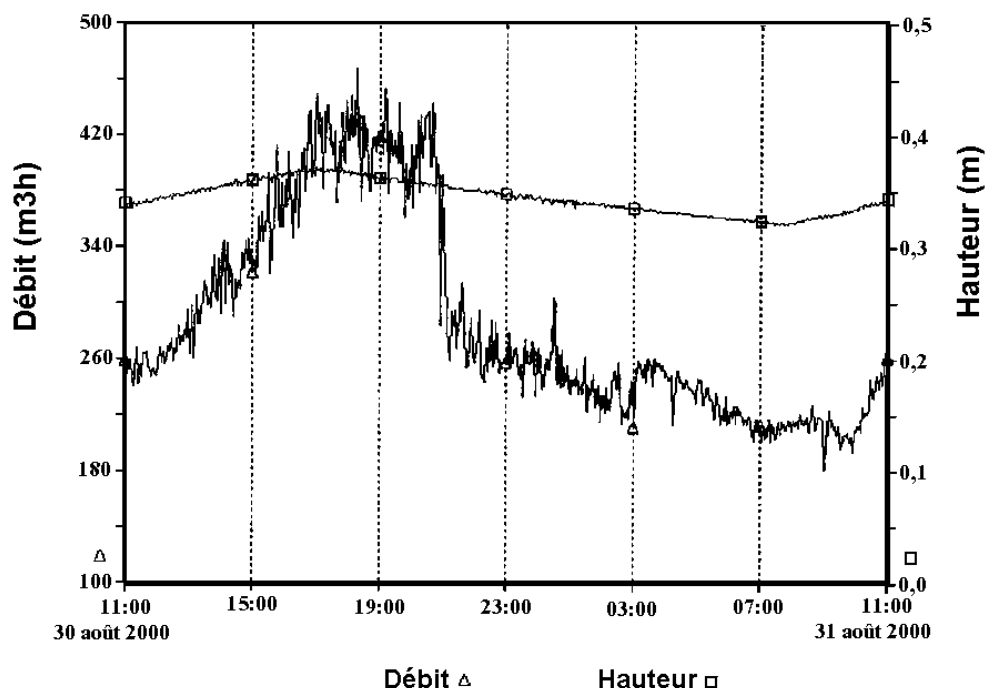


Figure 42: Variation des débits de rejet en Seine et de hauteur d'eau de l'étang durant 24h les 30 et 31 août 2000.

Un décalage entre le début du remblaiement effectif (8h00) et l'augmentation des concentrations en **MES** (11h00) a également été observé (Figure 43). Le retour nocturne aux valeurs observées la veille au matin est lent : la diminution est amorcée à partir de minuit. La décantation n'est que partielle puisque les concentrations les plus faibles mesurées à 6h00 sont supérieures à 15 mg/L, alors que les concentrations en période hivernale de repos sont de l'ordre de 5 à 10 mg/L.

Les concentrations en NH_4^+ valeurs observées varient peu au cours des 24 h (Figure 43). Le suivi horaire ne montre pas de retour à de faibles valeurs pendant la nuit. Les concentrations mesurées sont comprises entre 6 et 10 mg/L : elles excèdent 5 mg/L, la limite supérieure des eaux de «très mauvaise qualité» selon le SEQ-eau pour les paramètres «matières azotées». La stabilité des fortes concentrations observées suggère que NH_4^+ est non seulement apporté par dilution des eaux interstitielles des MD qui sont riches en NH_4^+ (61 mg/L en moyenne) lors de la mise en dépôt, mais proviennent également d'un relargage par les sédiments déposés antérieurement.

Pour le **COD**, les mêmes phénomènes que pour l'ammonium ont été observés pour ce paramètre (Figure 43). L'apport en carbone organique dissous proviendrait également des eaux interstitielles des MD en cours de dépôt et le maintien à de fortes concentrations de COD (de 7 à 15 mg/L) serait dû au relargage depuis les sédiments en place.

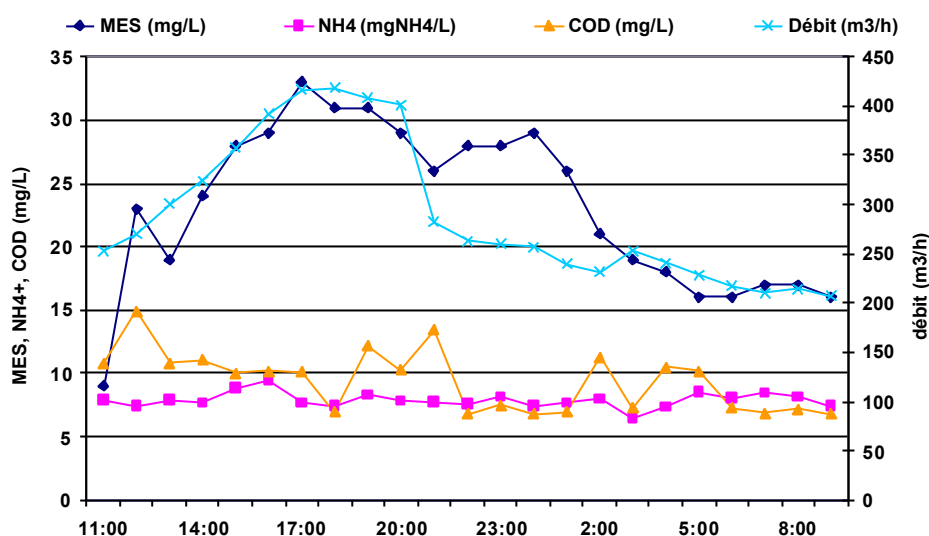


Figure 43 : Variation des débits de rejet en Seine et des concentrations NH_4^+ , MES et COD dans les eaux de rejet en Seine durant 24h les 30 et 31 août 2000.

L'ensemble des données concernant les suivi 24h est présenté sous forme de tableaux dans l'Annexe 21.

IV.1.4. Qualité biologique des eaux superficielles

Suite aux observations sur la qualité des eaux superficielles de l'étang du Rouillard, nous nous sommes intéressés à leur qualité biologique. En effet, les concentrations en nutriments (N, P) présentes dans l'étang depuis les remblais de MD se sont révélées significativement plus importantes que celles qui étaient présentes dans l'étang avant les premiers remblais. Ces apports en nutriments ont très probablement un impact sur l'état trophique des milieux aquatiques et plus précisément entraînent une eutrophisation (Meybeck *et al.*, 1998) et c'est ce que nous avons souhaité vérifier par le biais d'une mesure très simple : la mesure des concentrations en chlorophylle a. En effet, dans un milieu aquatique, la chlorophylle a est considérée comme un indicateur de la biomasse et de la productivité algale facile à quantifier. Afin de relier les évolutions de concentrations en chlorophylle a à l'apport des MD, nous avons mesuré en parallèle les concentrations en chlorophylle a dans la partie de l'étang du Rouillard qui est effectivement remplie de MD (MD sur la Figure 44), mais aussi dans l'autre partie de l'étang, qui est, elle, restée vierge de tout apport de MD (Ref sur la Figure 44).

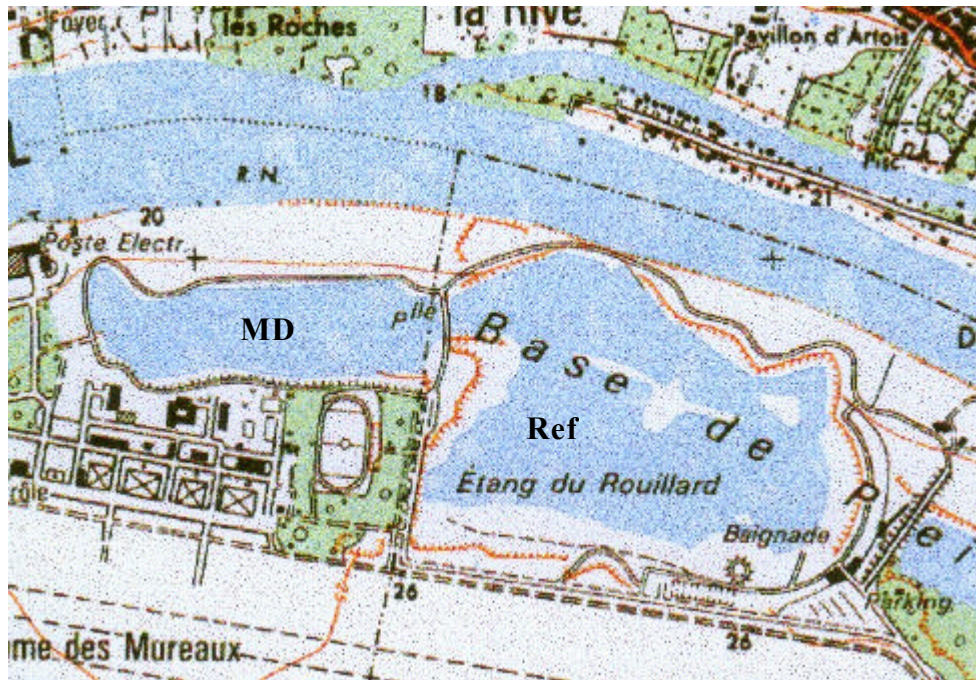


Figure 44 : Représentation schématique des deux parties de l'étang du Rouillard, avec MD la partie de l'étang remplie de matériaux de dragage et Ref la partie de l'étang non remplie.

Des mesures de chlorophylle a ont donc été effectuées sur des échantillons prélevés dans les deux parties de l'étang, de façon hebdomadaire du 27/02/2001 au 17/09/2001. De la même manière, au cours de ces campagnes d'échantillonnage, la turbidité a été mesurée.

Les résultats de chlorophylle a obtenus dans les deux parties de l'étang (Figure 45) montrent clairement une différence entre la partie Ref de l'étang, qui n'a pas reçu de MD et la partie MD qui a été remblayée. Les concentrations en chlorophylle a sont toujours supérieures dans l'étang ayant reçu les MD. Nous pouvons noter que cette différence est d'autant plus importante lorsque l'étang MD est en cours de remblaiement. L'apport de MD semble réellement doper la production algale.

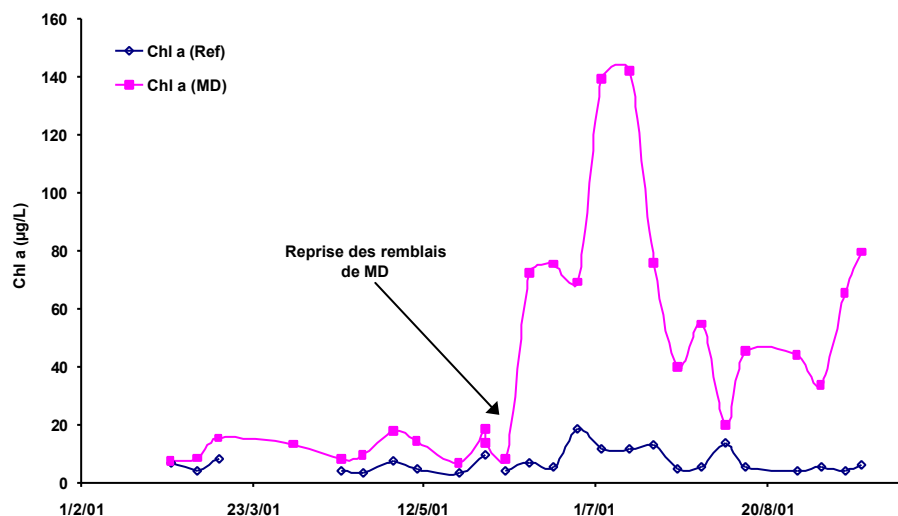


Figure 45 : Evolution des concentrations en Chlorophylle a au cours du temps dans les parties non soumise (Ref) et soumise (MD) aux apports de MD de l'étang du Rouillard.

Les concentrations en chlorophylle a atteintes dans la partie MD de l'étang sont comparables aux valeurs les plus fortes observées en Seine : les concentrations en chlorophylle a observées en Seine aval (niveau Porcheville en 1989) peuvent atteindre 90 $\mu\text{g/L}$ à la fin du printemps (mi-juin) (Chesterikoff *et al.*, 1993). Les pics de chlorophylle a observés dans l'étang pourraient en partie être expliqués par les apports d'eau de Seine qui est utilisée pour la dilution des matériaux de dragage lors de la mise en dépôt. En revanche, en milieu stagnant, les concentrations en Chlorophylle a peuvent atteindre des valeurs de 200 $\mu\text{g/L}$ (Garnier *et al.*, 1998) ; ce qui expliquerait également les concentrations atteintes dans l'étang.

Pendant la période de repos, les concentrations observées dans l'étang MD correspondent à une eau de "bonne qualité" selon les critères "phytoplancton" du SEQ-eau. Dès la reprise des remblais, la qualité devient "mauvaise", voire "très mauvaise" au moment du pic atteint en juillet 2001.

Hu et ses collaborateurs (2001) ont vérifié que les sédiments représentaient une source majeure d'apport en nutriments. Cet apport entraîne même un maintien des concentrations en nutriments (P en particulier) dans les eaux superficielles, il est assez important pour entretenir une croissance algale sur une période longue (Hu *et al.*, 2001). Les relargages de nutriments sont attribués à la réduction des complexes ferriques qui entraîne une diminution de la capacité d'adsorption du sédiment et qui entraîne ainsi un libre échange des substances dissoutes entre les sédiments et les eaux de surface. Les sédiments relarguent ainsi progressivement du phosphore vers les eaux superficielles. Le relargage de composés azotés est plus complexe : il met en "œuvre" les changements de forme des composés azotés. Cependant, Hu et ses collaborateurs (2001) montrent clairement que c'est l'ammonium qui est la forme azotée la plus abondamment relarguée depuis le sédiment vers les eaux superficielles. L'azote ammoniacal est pour une grande part produit par décomposition de l'azote organique présent dans les sédiments. Nitrates et nitrites, quant à eux, sont alternativement adsorbés par le sédiment ou relargués par lui, en fonction du gradient de concentration à l'interface eau/sédiment. Dans les deux cas, les évolutions de nitrates et nitrites restent relativement faibles comparativement à celles de l'ammonium. C'est ce que nous avons pu constater dans le cas des eaux superficielles de l'étang du Rouillard (Figure 46).

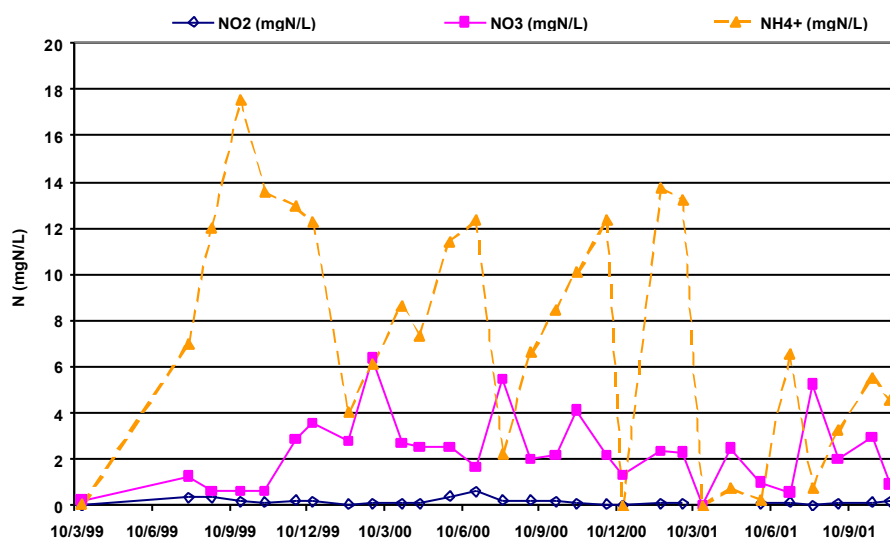


Figure 46 : Concentrations en NO_3^- , NO_2^- et NH_4^+ en mgN/L dans les eaux superficielles de l'étang du Rouillard.

Les apports en substances nutritives observés dans les eaux superficielles de l'étang du Rouillard (notamment en phosphates et ammonium) sont donc susceptibles d'entraîner une série de mécanismes d'eutrophisation :

- augmentation de la production primaire (phytoplancton),
- une augmentation de la turbidité,
- une localisation des algues à proximité de la surface (fortes poussées planctoniques au printemps, et mortalités brusques en été liées aux augmentations de température),
- une sédimentation importante (vases putrides) d'autant plus importante si le plan d'eau est peu profond,
- diffusion de NH_3 , H_2S et CH_4 dans le cas de faibles teneurs en oxygène dissous,
- un mauvais mélange des eaux.

Les mesures de **turbidité** effectuées au cours des mêmes campagnes d'échantillonnage que la chlorophylle dans les parties de l'étang [Ref] et [MD] confirment l'augmentation de turbidité liée à l'eutrophisation (Figure 47) : la turbidité mesurée dans la partie [MD] de l'étang du Rouillard est toujours plus élevée que celle qui est mesurée dans la partie [Ref].

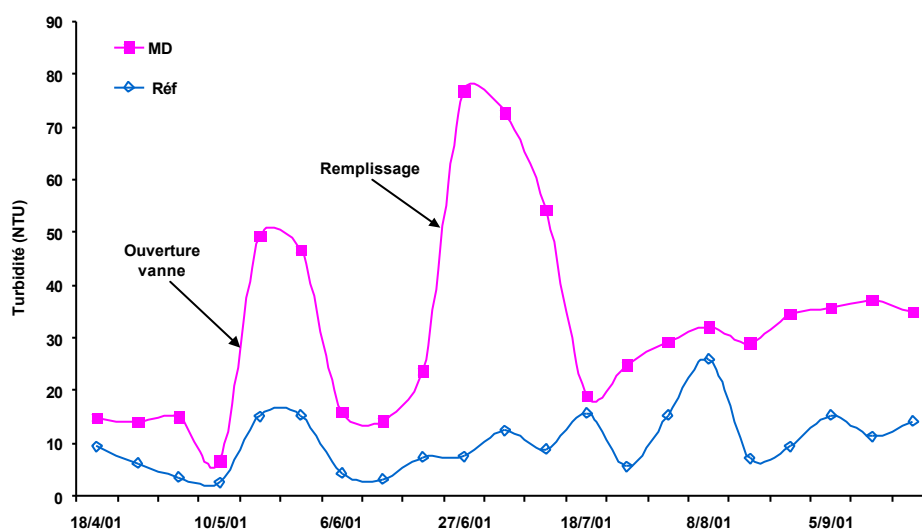


Figure 47 : Evolution de la turbidité (NTU) au cours du temps dans les parties non soumise (Ref) et soumise (MD) aux apports de MD de l'étang du Rouillard. L'indication 'Ouverture vanne' correspond à un événement ponctuel lors duquel la vanne de communication entre les parties [Ref] et [MD] de l'étang a été ouverte.

Nous constatons sur ce graphique l'effet de l'eutrophisation sur la turbidité de la partie MD de l'étang en particulier pendant la période de repos (du 18/04/2001 au 20/06/2001). En effet, le remplissage induit inévitablement une augmentation de la turbidité qu'il est difficile d'attribuer à la seule eutrophisation. Nous remarquons également une hausse de la turbidité pour les deux parties de l'étang : celle-ci est due à l'ouverture de la vanne, qui sépare les deux étangs, par les gestionnaires de la base de loisirs pour permettre une vidange de la partie [Ref] qui ne possède pas de liaison avec la Seine. Le surplus d'eau dans la partie [Ref] est alors évacué grâce au rejet en Seine de la partie [MD]. Cette opération qui génère un courant

entre les deux étangs entraîne une remise en suspension des sédiments des deux parties de l'étang, perceptible sur la figure Figure 47.

Nous avons également observé la **présence d'algues** à proximité de la surface dans la partie «MD» de l'étang en période de repos c'est à dire lorsque l'étang n'était pas remblayé. Ces algues ont été particulièrement visibles en mars 2000 (voir photographie Figure 48).



Figure 48 : Photographie des algues observées à la surface de la partie de l'étang soumise aux apports de matériaux de dragage (MD) (mars 2000).

L'eutrophisation a une influence sur le tourisme. Cet impact s'applique à notre cas puisque l'étang du Rouillard fait partie d'une base de loisirs et doit être aménagé à l'issue des remblaiements. L'eutrophisation est donc susceptible d'entraîner (Champiat et Larpent, 1998 ; Gaujous, 1995) :

- une dégradation des qualités hygiéniques, esthétiques, organoleptiques (essentiellement goût, couleur et odeur) et chimiques des eaux,
- la raréfaction des espèces de poissons nobles qui sont prisées pour la pêche au profit des Cyprinidés (goujon, tanche, gardon, hotu),
- la prolifération d'algues gênantes pour la baignade.

Les données concernant le suivi biologique sont regroupées sous forme de tableau en Annexe 22.

IV.1.5. Nature des MES dans les eaux superficielles

Les **MES** ont été mesurées sur les 3 types d'eaux superficielles prélevées chaque mois lors des campagnes d'échantillonnage. Les concentrations dans l'étang en période de remplissage sont importantes et atteignent même les concentrations obtenues pour l'eau de Seine en périodes de crue (Figure 49). Les concentrations obtenues dans l'étang sont dues au mode de remblaiement qui, en brassant les MD, apporte dans l'eau de l'étang les particules fines faiblement décantables qui étaient présentes dans les MD.

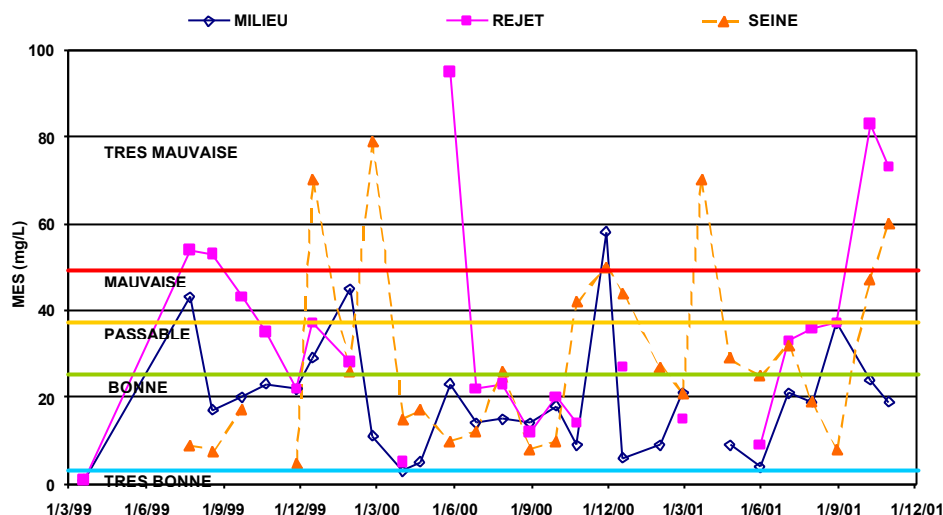


Figure 49 : Evolution temporelle des MES pour les eaux superficielles de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet), et de l'eau de Seine (Seine) et valeurs limites de qualité des eaux superficielles indiquées par le SEQ-eau (section "particules en suspension").

Selon le SEQ-eau dans la section "particules en suspension" les concentrations dans l'étang caractérisent une eau de qualité "bonne" à "très mauvaise" en fonction des échantillons : les concentrations les plus fortes sont obtenues pour des échantillons collectés en période de remplissage (hors zone grisée) et les concentrations les plus basses sont observées en période de repos (zone grisée). Nous notons par ailleurs que certains échantillons prélevés en période de remplissage présentent des concentrations en MES relativement faibles : ceci pourrait être lié au moment auquel l'échantillon a été collecté. En effet, bien qu'en période de remplissage, l'étang n'était pas alimenté en permanence avec des MD. Des temps de repos étaient par exemple observés lors des changements de barge à vider, ou encore lors de l'attente des barges transportant les MD depuis des sites éloignés. Nous avons observé au cours du suivi 24h que les concentrations en MES pouvaient passer de 30 à 15 mg/L en moins de 5 heures. Ceci expliquerait donc les différences observées, en particulier au cours de l'année 2000. Au cours de cette même année 2000, un autre paramètre a certainement été responsable des faibles concentrations en MES : les MD de nature plutôt sableuse ont servi à aménager la partie extrême ouest de l'étang en plage (Figure 50).



Figure 50 : Construction de la plage sur la partie ouest de l'étang du Rouillard en août 2000.

La mise en place de ce sable correspond à une opération différente de la mise en dépôt classique puisque les MD n'étaient alors pas brassés dans l'eau de l'étang directement.

Les matières volatiles en suspension (MVS) ou "perte au feu" ont été mesurées pour chaque échantillon d'eau superficielle prélevé chaque mois lors des campagnes d'échantillonnage. Cette mesure permet d'appréhender la présence de matière organique d'origine animale et végétale par différence des poids sec et calciné des MES (550°C). Cette mesure concerne ainsi la fraction particulaire de l'échantillon d'eau superficielle. Les résultats obtenus (Figure 51) semblent montrer une tendance des eaux de l'étang à présenter des particules de nature plus organique que celles de l'eau de Seine.

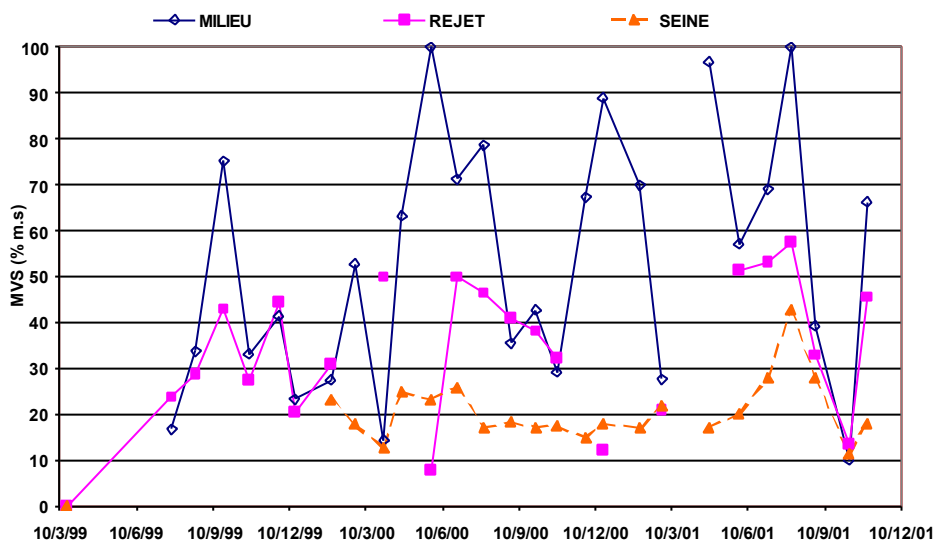


Figure 51 : Evolution temporelle des MVS pour les eaux superficielles de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet), et de l'eau de Seine (Seine).

En effet, les particules rencontrées dans l'étang sont le résultat du brassage des MD, et les particules qui restent en suspension dans l'étang sont les particules les plus fines, qui sont beaucoup plus organiques que les particules grossières (Evans *et al.*, 1990b).

Grâce à l'échantillonnage des MES par piège à MES ou "trappe" (cf. Chapitre 3), nous avons pu effectuer des analyses de MVS, HC totaux, métaux lourds, hydrocarbures (les composés azotés n'ont pu être mesurés en raison de la quantité limitée de MES recueillies par le piège à sédiments). Une campagne du même type a été réalisée le 21/04/2000 en période de repos. Celle-ci, en raison des faibles concentrations en MES durant la période d'échantillonnage, n'a permis de recueillir que très peu de matière particulaire. Nous avons cependant mesuré les hydrocarbures aliphatiques et aromatiques.

Nous avons observé des différences entre les MVS d'échantillons prélevés de façon classique (après filtration d'un échantillon, séchage, puis calcination des MES sur le filtre) et les MVS mesurées sur les échantillons collectés grâce au piège à MES. En effet, pour un échantillon d'eau du milieu de l'étang prélevé le 29/09/2000 (MVS=42,6 %) et l'équivalent prélevé dans le piège à MES le 29/09/2000 (MVS=21,4 %), la différence est réellement significative. Elle semble être essentiellement attribuée au fait que la très faible masse utilisée pour l'analyse de MES filtrées (18 mg de MES seulement) ait conduit à une large surestimation du résultat. De plus, la méthode par filtration collecte un échantillon instantané, alors que l'échantillon du

piège à MES intègre les MES sur plusieurs jours. Ceci pourrait également expliquer la différence entre les résultats obtenus par les deux méthodes. Cette hypothèse est cependant écartée car Estèbe a montré l'intérêt et la représentativité des MES obtenues par ce mode d'échantillonnage par trappe (Estèbe, 1996).

Les teneurs en **métaux lourds** observées dans les MES collectées grâce au piège à MES sont présentées dans le Tableau 17, en regard des limites proposées par la circulaire hollandaise. Les teneurs en As, Cr et Ni sont inférieures à la valeur d'alerte, ce qui signifie que les MES sont considérées comme non polluées par ces métaux. Les teneurs en Cd, Hg, et Pb se situent entre les valeurs A et (A+I)/2, ce qui traduit une pollution modérée des MES par ces métaux. Pour Zn et Cu, les teneurs sont comprises entre (A+I)/2 et la valeur correspondante d'intervention (I), ce qui conduit à considérer les MES comme polluées par ces métaux. Les fortes teneurs en Cu et Zn sont attribuées à une activité industrielle à proximité des zones draguées.

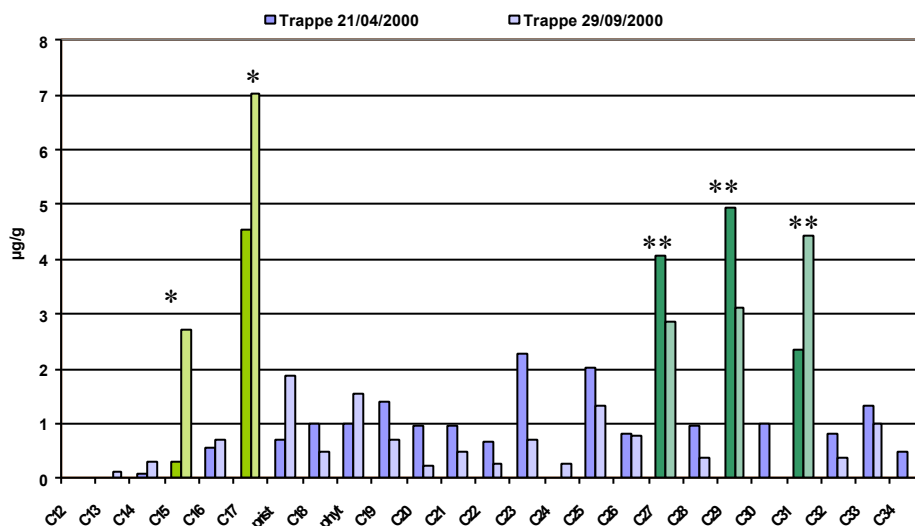
Tableau 17 : Teneurs en métaux lourds des MES collectées au moyen du piège à MES au milieu de l'étang du Rouillard du 22/09/2000 au 29/09/2000, et limites d'alerte (A) et d'intervention (I) de la circulaire hollandaise du 4/2/2000 (voir Tableau 4).

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
MES (piège)	30	1, 6	83	115	1,2	32	108	436
A (Pays Bas)	29	0,8	100	36	0,3	35	85	140
I (Pays Bas)	55	12	380	190	10	210	530	720
(A+I)/2	42	6,4	240	113	5,2	123	308	430

Pour ce qui concerne les **hydrocarbures totaux** mesurés par infra rouge, les MES présentent des teneurs de 803 mg/kg. Cette teneur, comparée aux limites imposées par la réglementation hollandaise qui fait à ce jour référence en Europe (cf. Chapitre 1), est inférieure à la valeur (A+I)/2 de 2525 mg/kg qui est considérée comme valeur limite intermédiaire au delà de laquelle les sédiments (ou particules dans le cas présent) sont considérés comme modérément pollués. Cependant, comparativement à la moyenne (302 mg/kg) des teneurs obtenues pour les sédiments avant dragage sur le bassin de la Seine (cf. Chapitre 2), cette valeur pour les MES est plus élevée en raison de l'affinité plus prononcée des hydrocarbures pour les particules fines que sont les MES.

Les **hydrocarbures aliphatiques (HC_{ali})** et **aromatiques (HAP)** ont été mesurés sur l'échantillon prélevé par trappes du 14/04/2000 au 21/04/2000 en période de repos. L'échantillon de MES collecté de façon instantanée le 21/04/2000 par filtration n'a permis de collecter que 9 mg de MES. Ce qui est très largement insuffisant si l'on considère que le minimum à extraire pour obtenir un résultat répétable est de 500 mg (Carpentier, 1998 ; Gonzalez *et al.*, 1999). Nous avons également filtré 20 L d'eau du milieu de l'étang collectés le 25/02/2000 pendant la période de repos. Cette filtration fastidieuse nous a permis de collecter 230 mg de MES et les résultats d'analyse d'hydrocarbure aliphatiques (114 µg/g) et de HAP (36,5 µg/g) semblent encore surestimés. En effet, la masse extraite se situe toujours en deçà des masses acceptables pour l'obtention d'un résultat juste. L'échantillonnage par piège à MES a permis de collecter 1,2 g de MES, que nous avons extraits afin d'analyser les hydrocarbures aliphatiques (33,2 µg/g d'hydrocarbures résolus) et les HAP (3,3 µg/g). Les teneurs en HAP se situent entre la valeur d'alerte et la valeur intermédiaire (A+I)/2 de la circulaire hollandaise. Ces teneurs, en période de repos, sont faibles comparées aux teneurs moyennes obtenues dans les sédiments avant dragage (qui sont ensuite dragués puis mis en dépôt dans l'étang du Rouillard) : 10,9 µg/g. Cette différence s'explique aisément par la forte diminution des MES en période de repos et le fait que les MES effectivement présentes en

période de repos ne sont pas composées presque uniquement de MD remis en suspension, comme c'est le cas en période de remplissage, mais également et majoritairement de MES composées de végétaux (observation de blooms algaux). Cette prédominance végétale est confirmée par la distribution des HC_{ali} (Figure 52) : les hydrocarbures C₂₇ et C₂₉ sont majoritaires, et l'indice CPI calculé est de 3,3, ce qui indique une origine végétale des hydrocarbures mesurés (Aboukassim et Simoneit, 1995 ; Rocher, 2000). Nous avons également mesuré les HAP et les HC_{ali} sur les MES collectées avec le piège à sédiment du 22/09/2000 au 29/09/2000. Cet échantillonnage a donc été effectué en période de remplissage. Les teneurs en HAP totaux sont de 6,5 µg/g et les teneurs en hydrocarbures aliphatiques résolus sont de 31,7 µg/g. Les HC_{ali} majoritaires sont, comme en période de repos, C₁₅, C₁₇ et C₂₇, C₂₉ et C₃₁ (Figure 52). La prédominance de C₁₅ et C₁₇ indique spécifiquement une origine phytoplanctonique. Celle-ci est confirmée par les concentrations élevées en chlorophylle mesurées à la même période. Les HAP majoritaires (Benzo(b)fluoranthène et le Benzo(k)fluoranthène) quant à eux indiqueraient une source pyrolitique liée à la combustion de carburants (Bouloubassi et Saliot, 1993). Ceci confirme ainsi la présence de sources anthropiques que nous avons observée après analyse des données hydrocarbures des eaux superficielles.



* : HC_{ali} caractéristiques d'une origine phytoplanctonique ; ** : caractéristiques d'une origine «macrophytes»

Figure 52 : Distribution des hydrocarbures aliphatiques dans les échantillons de MES collectés grâce au piège à MES du 14 au 21/04/2000 et du 22 au 29/9/2000.

Les données obtenues pour les MES des eaux superficielles sont rassemblées sous forme de tableau dans l'Annexe 23.

IV.1.6. Conclusions sur la qualité des eaux superficielles

Le suivi de la qualité des échantillons d'eau de surface en période de remplissage et en période de repos a permis de montrer un impact de la mise en dépôt sur la qualité des eaux de surface de l'étang du Rouillard. Nous avons constaté des apports significatifs en ammonium, phosphore total et carbone organique dissous : ils proviennent à la fois de la dilution des eaux interstitielles, lors du remblaiement de l'étang avec les MD, et du relargage par ces mêmes matériaux qui une fois re-sédimentés constituent le dépôt. Les nitrates sont également

apportés lors de cette pratique. Ils seraient apportés par l'eau de Seine utilisée lors du refoulement. Les concentrations en nitrates plus faibles observées dans l'étang par rapport à la Seine seraient dues à l'activité dénitrifiante des dépôts dans l'étang. Les mesures de chlorophylle a dans les parties remblayée et non remblayée de l'étang ont permis de mettre en évidence l'état eutrophe de la partie remblayée. Les apports d'ammonium et phosphore ont en effet induit des blooms phytoplanctoniques non observés sur la partie de l'étang n'ayant pas été remblayée de MD.

IV.2. Qualité des dépôts

IV.2.1. Qualité des eaux interstitielles du dépôt

La qualité des eaux interstitielles est intéressante à suivre puisqu'elle est à l'origine d'une partie de la contamination des eaux superficielles, l'eau interstitielle des sédiments de surface pouvant migrer vers les eaux superficielles par diffusion ou bioturbation par exemple. Elle permet d'évaluer la contribution des sédiments à la pollution des eaux superficielles (Van Ryssen *et al.*, 1998).

Les massifs filtrants ont été implantés au cœur du dépôt afin de suivre l'évolution des eaux transitant (ou non) au sein des sédiments en place dans l'étang. Le système de "crépine" a permis de collecter au même endroit du dépôt, de façon trimestrielle, les eaux interstitielles emprisonnées dans les MD qui ont sédimenté dans l'étang après mise en dépôt.

Sur ces échantillons trimestriels, nous avons mesuré MES, MVS, NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , NTK, COD, DBO_5 , DCO, P_T , HC totaux, HAP et métaux à partir de juillet 2000, pour le massif filtrant situé au milieu de l'étang (n°5 sur la Figure 59). Le massif filtrant n°4 (voir Figure 59) n'a pas été exploité puisque celui-ci n'a été recouvert par les dépôts qu'en fin de remblaiement de l'étang (entre août et septembre 2001).

Les concentrations en NTK et NH_4^+ croissent avec le temps. Cette évolution indique une production d'ammonium et souligne ainsi que le processus d'ammonification s'effectue au cœur des dépôts. Nous avons observé la part de NH_4^+ mesurée dans NTK (Figure 53) et nous avons constaté que la part d'azote organique était très faible par rapport à la part représentée par l'azote ammoniacal.

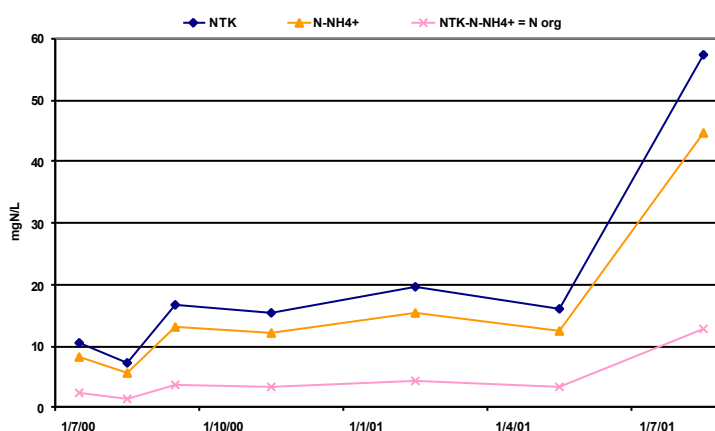


Figure 53 : NTK, NH_4^+ (en mgN/L) et différence entre ces paramètres (N org) dans les eaux prélevées dans le massif filtrant n°5.

Les concentrations en ion ammonium dans les eaux interstitielles du dépôt atteignent des concentrations de 160 mg NH_4^+ /L alors que les eaux interstitielles des MD apportés présentent des concentrations moyennes de 60 mg NH_4^+ /L. Ceci confirme la production d'ammonium au sein du dépôt et suggère le relargage de cet ion vers les eaux de surface ou de nappe.

Les concentrations en NO_2^- et NO_3^- observées dans les échantillons de massif filtrant sont très faibles (0,3 mg/L maximum pour le NO_2^- et inférieures à 1,5 mg/L pour NO_3^- à l'exception de l'échantillon prélevé le 27/2/2001 pour lequel les concentrations atteignent 19 mg/L). Ces composés sont des formes oxydées de l'ammonium et par conséquent, au sein du dépôt qui est un milieu très réducteur, ces composés y sont très rares. Les mêmes concentrations ont été observées pour les eaux interstitielles de MD.

Les concentrations de **COD** obtenues pour les échantillons de massifs filtrants sont variables en fonction du temps. Elles ne suivent pas une évolution régulière comme l'ammonium par exemple. Les pics de concentration observés sont très importants : 107 mg/L en août 2000 et 160 mg/L en février 2001. Les eaux interstitielles de MD (cf. Chapitre 2) présentaient également de fortes concentrations en COD : 83 mg/L en moyenne. La diffusion des eaux interstitielles du dépôt vers les eaux de surface pourrait s'ajouter à la dilution des eaux interstitielles de MD que nous avons proposée dans le paragraphe IV.1.2.2 de ce chapitre pour expliquer les concentrations observées dans les eaux de surface de l'étang.

La **DCO** et la **DBO₅** mesurées dans les eaux prélevées dans les massifs filtrants atteignent des valeurs très importantes : 2320 et 623 mgO₂/L respectivement (Figure 54). Ces valeurs sont beaucoup plus élevées que celles mesurées dans les eaux interstitielles de MD dont les maxima étaient de 661 et 83 mgO₂/L respectivement. Cependant, ces concentrations semblent diminuer avec le temps. Les rapports DCO/DBO₅ diminuent aussi considérablement, ce qui traduirait, pendant la période de novembre 2000 à mai 2001, une augmentation de la fraction rapidement biodégradable dans les eaux interstitielles, résultant de la dégradation de la MO plus réfractaire présente au sein du sédiment. Puis, en août 2001, la matière organique oxydable chimiquement et biologiquement disparaît progressivement, suite à la diagenèse.

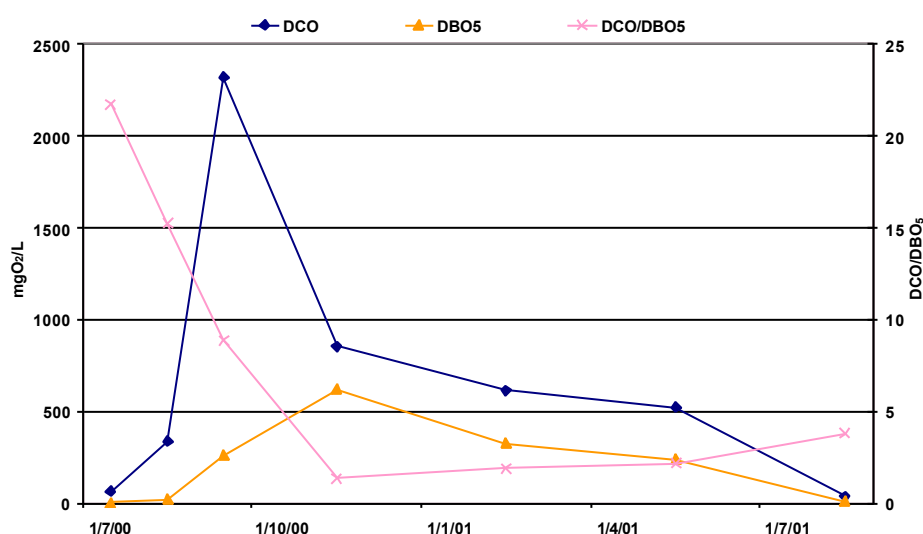


Figure 54 : Evolution temporelle de DCO, DBO₅, et DCO/DBO₅ dans les eaux du massif filtrant n°5.

Le **phosphore total** (P_T) est présent dans les eaux interstitielles de dépôt à des concentrations élevées : jusqu'à 3,1 mg/L en mai 2001. L'évolution temporelle semble montrer une augmentation des concentrations en fonction du temps puis à partir de mai 2001 une diminution. Ceci pourrait signifier que le P_T présent proviendrait de la dégradation de la MO et que cette MO qui se trouve en contact direct avec le massif filtrant a totalement relargué le phosphore organique qu'elle renfermait après mai 2001. Les concentrations en P_T dans les eaux superficielles de MD présentaient également des concentrations élevées de P_T (moyenne = 1,1 mg/L ; maximum = 2,1 mg/L). La présence de P_T dans les eaux superficielles pourrait donc provenir de la diffusion de eaux interstitielles du dépôt et de la dilution de l'eau interstitielle des MD introduits lors de la mise en dépôt au même titre que l'apport de P_T par l'eau de Seine qui dilue le MD lors de la mise en dépôt.

Les concentrations en **hydrocarbures totaux** (indice CH_2 mesuré par IR) dans les échantillons d'eaux interstitielles prélevées dans le massif filtrant n°5 fluctuent entre 340 $\mu\text{g/L}$ et 35 $\mu\text{g/L}$. Ces concentrations, globalement plus élevées que celles qui ont été observées dans les eaux de surface de l'étang (moyenne = 20,3 $\mu\text{g/L}$), malgré une variabilité, semblent s'atténuer avec le temps (Tableau 18).

Tableau 18 : Concentrations en hydrocarbures totaux (indice CH_2) en $\mu\text{g/L}$ dans les échantillons d'eaux interstitielles du dépôt prélevés dans le massif filtrant n°5.

	28/7/00	29/9/00	28/11/00	27/2/01	30/5/01	29/8/01
HC_{tot}	214	340	35	196	62	61

Cette diminution des concentrations observées au niveau du massif filtrant, qui rend compte de la qualité des eaux interstitielles à une profondeur et une position constante du dépôt, pourrait souligner une minéralisation de la MO représentée ici par les hydrocarbures totaux.

Les concentrations en **HAP**, contrairement aux concentrations en HC totaux, augmentent avec le temps (tableau). Ceci pourrait traduire le caractère réfractaire des HAP par rapport aux HC totaux qui représentent l'ensemble des composés présentant des groupements $-CH_2$ et qui sont pour beaucoup, plus facilement dégradés.

Tableau 19 : Concentrations en HAP en $\mu\text{g/L}$ dans les échantillons d'eaux interstitielles du dépôt prélevés dans le massif filtrant n°5.

	28/7/00	30/8/00	29/9/00	28/11/00	27/2/01	30/5/01	29/8/01
HAP	<LD	<LD	0,41	<LD	0,04	0,59	1,26

Les concentrations en **métaux** dans les eaux prélevées dans le massif filtrant n°5 sont présentées Figure 55.

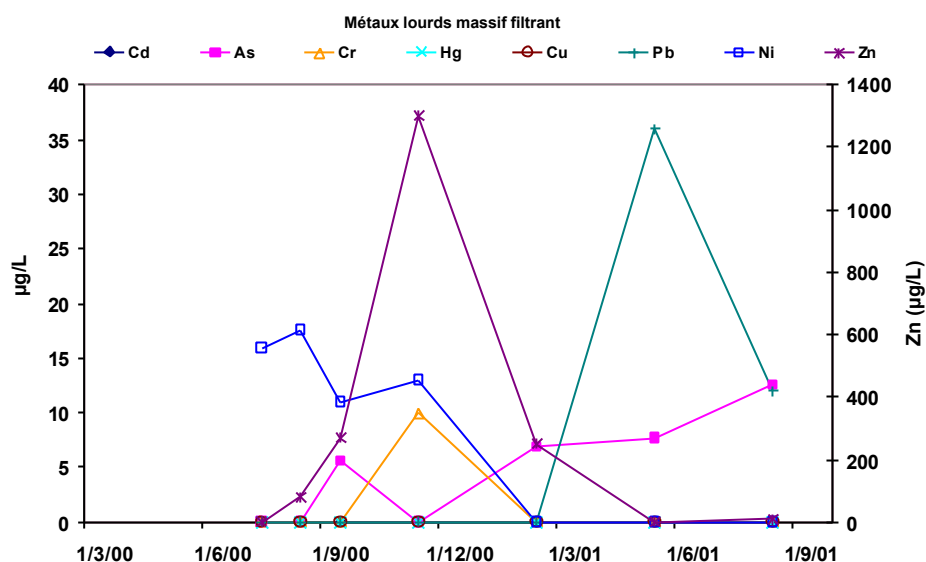


Figure 55 : Evolution temporelle des concentrations en métaux en µg/L dans les échantillons d'eaux interstitielles du dépôt prélevés dans le massif filtrant n°5.

Les concentrations en As semblent croître avec le temps pour atteindre des concentrations de 12,5 µg/L. Cette augmentation pourrait être liée à la diminution du pH autour du massif filtrant (Tableau 20) qui entraînerait ainsi une solubilisation de l'As préalablement associé aux particules.

Tableau 20 : pH mesuré sur les échantillons prélevés dans le massif filtrant n°5.

	28/7/00	30/8/00	29/9/00	28/11/00	27/2/01	30/5/01
pH	7,12	6,53	6,24	9,7	7,46	5,6

La persistance de l'As dans les eaux interstitielles, par rapport à d'autres métaux, pourrait être due au fait que le temps de résidence de l'As en solution est relativement long (plus d'une semaine, alors que pour le Fe, ce temps est inférieur à 1 h) (Saulnier et Mucci, 2000).

Le transfert de cet As des eaux interstitielles vers les eaux superficielles n'a pas été observé. Cependant, les concentrations dans les eaux de nappe (voir paragraphe IV.3.2) pourraient être liées à un transfert des eaux interstitielles vers les eaux de nappe.

Les concentrations en MES, MVS, NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , NTK, COD, DBO_5 , DCO, P_T , Métaux dans les échantillons du massif filtrant n° 5 sont présentées sous forme de tableau en Annexe 24.

IV.2.2. Principales évolutions observées dans les dépôts

L'article présenté dans le paragraphe ce paragraphe intitulé *"Fate of dredged contaminated sediments in an underwater disposal site"* est publié dans les actes du colloque sur les sédiments contaminés qui s'est tenu à Venise en octobre 2001. Il porte sur l'évolution de la qualité des matériaux de dragage dans le site de dépôt après leur mise en dépôt. L'évolution de la qualité des eaux du site de dépôt est également évoquée dans cet article. Les résultats de suivis mensuels pour les eaux de surface montrent que les micropolluants présents dans les matériaux de dragage mis en dépôt ne semblent pas être relargués dans les eaux de surface.

Cependant, les concentrations en ammonium et phosphore se trouvaient significativement modifiées par le mode de mise en dépôt. Les résultats du suivi trimestriel de la qualité de sédiments en place dans l'étang montrent que ceux-ci agiraient comme puits de micropolluants (métalliques et organiques) au sein du site de dépôt. Un suivi après remplissage du site avec les matériaux de dragage est cependant vivement recommandé en raison de la possibilité de relargages à plus long terme des polluants stockés.

Proceedings of the International Conference on Remediation of Contaminated Sediments, Venice (Italy) 2001

FATE OF DREDGED CONTAMINATED SEDIMENTS IN AN UNDERWATER DISPOSAL SITE

S. CARPENTIER, R. MOILLERON and D. R. THEVENOT

Cereve , Université Paris XII, Créteil, France

ABSTRACT: In the Seine basin (France), dredged sediments are stored in disused quarries under a layer of water. The disposal site of Rouillard used for the storage of dredged sediments since July 1999 was investigated. The aim of this research was to assess the impact of this type of management on the environment. The quality of both free water and sediment was monitored before and after the first deposits in July 1999. So far, the storage of dredged material (DM) in this underwater disposal site leads to a decrease of the pond water quality. High NH_4^+ concentrations, resulting from diagenetic processes occurring within the dredged material, once settled, were observed. Micro-pollutants such as heavy metals or PAHs present no significant release in the pond water, but their content inside the surface pond sediment increase with time.

INTRODUCTION

Dredging rivers is needed to maintain sufficient sailing depths and to prevent floods. In the case of the Seine basin (France), dredged sediments are stored in disused quarries under a layer of water. Yet the sediments dredged in the Seine basin below the dense urban province of Ile de France are not free of pollutants and may release nutrients and pollutants during storage.

Impact of disposal.

In regions with a high density of population, dumping is restricted because of possible environmental risks (Cauwenberg *et al.*, 1998). Indeed, the mobility and bioavailability of sediment-bound pollutants may be altered by physical, chemical and biological changes during and following dredging operations (Combs *et al.*, 1982). Hydraulic suction dredging, for example, results in the dumping of highly diluted sediments. Therefore, this method has two consequences : 1) increase of the amount of suspended material at the disposal area during and following dumping operations, 2) progressive release of metals previously adsorbed onto dispersed mud particles (Radenac *et al.*, 1997). Consequently, the long term storage can induce possible release of pollutants in surface and ground water (Gupta *et al.*, 1980; Stokman and Bruggeman, 1995). Michelsen and co-workers also proved that resuspension of bottom sediment is the primary source of contaminants to the water column when dredging operations are performed (Michelsen *et al.*, 1998). As a result of the compaction induced by the weight of dredged material (DM) dumped in the disposal site, soil water and DM pore water is squeezed out. In usual geological conditions, most of the water squeezed out will move upwards, a small part of the water will move downwards. Nijssen and his colleagues showed, after an environmental impact assessment study on a disposal site for dredged material in Rotterdam, that the downwards velocity reaches 100 mm/y for the first 30 years. A very small amount of the soil water will move laterally. Diagenesis leads to the concentration change of various substances in the soil water and therefore yields pollution

emissions outside the disposal site (Nijssen et al., 1998). Also, sediment contamination threatens biological life through bioconcentration (bioaccumulation from water) and biomagnification (bioaccumulation from food) and affects the contaminant dynamics of ecosystems (Lau and Chu, 2000).

All these effects may be observed in the case of underwater disposal sites such as the Rouillard pond where DM containing urban pollutants, such as heavy metals or PAHs, are dumped.

Objectives. To determine the pollutant mobilisation during the storage of urban river sediments, we monitored the Rouillard pond, an underwater disposal site, which is regularly filled with DM issued from the heavily urbanised region of Ile de France. In fact, monitoring the sediment quality before dredging on the Seine basin downstream Paris showed that the quality of the sediment was not good enough for agricultural disposal (Carpentier *et al.*, 2001). Therefore, we have followed the evolution of water and sediment quality both for nutrients and for micro-pollutants such as heavy metals and PAHs.

MATERIALS AND METHODS

Description of the site. The 90,000 m² disposal site of Rouillard pond is situated on the left bank of the Seine river (PK 91), within the leisure resort of Verneuil-sur-Seine (78, France). It receives the material dredged in the Seine basin from downstream of Compiègne on the river Oise and from downstream of Vitry to Bonnières (78) on the river Seine. This disposal site has stored around 100,000 m³ per year of DM from July 1999 until December 2001. This operation intends to re-vegetalise the quarry, after being partially filled, leaving only 2 m of free water.

Dredged material dumping. The DM is pumped into the disposal site through a pipe after dilution with ca. 90 % of Seine water, depending on the material quality. The pipe's end is equipped with buoys and is also flexible. Therefore, it can be moved in order to fill the pond with a regular layer of DM. The water introduced into the pond is discharged into the river Seine through a buried pipe (Figure 1).

Site equipment. This site has been equipped with piezometers around the pond (Figure 1, n°1-3) to enable the collection of underground water under the pond itself. Another kind of piezometer (pore water sampler) was developed especially for this study (Figure 1, n° 4, 5): two samplers were placed into the deposited DM in order to collect, by diffusion, the pore water trapped in the sediment. Flowmeters have been placed on the force pump and at the pond's discharge pipe: the integrated input and output volumes were measured daily.

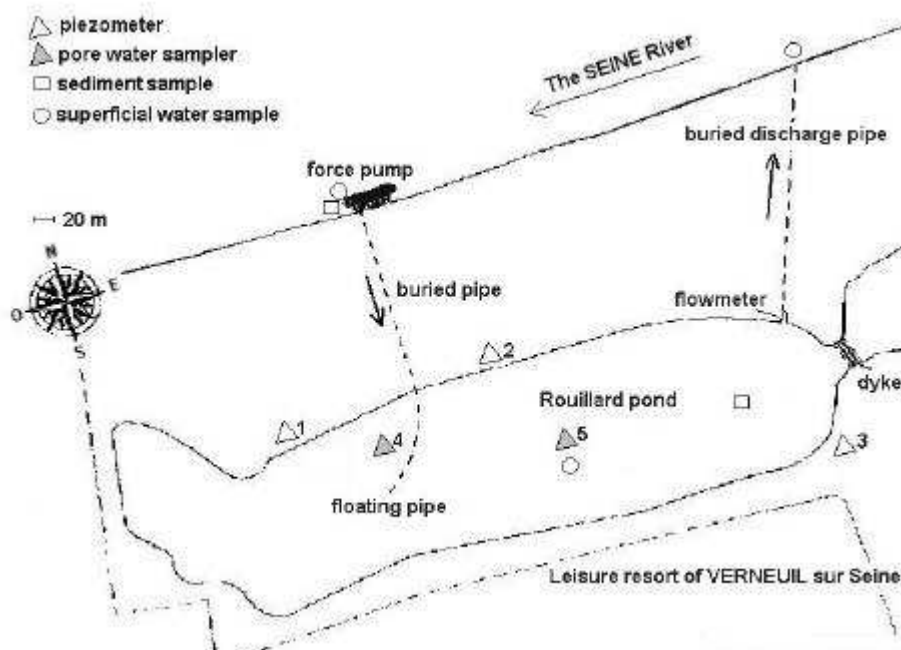


Figure 1. Schematic representation of the Rouillard pond and equipment.

Sample collection. Water samples were collected at 1 m below the surface with a bottle sampler. Superficial waters were collected in three places: in the pond itself, at the exit of the output discharge pipe, and in the Seine river next to the force pump where the Seine water is pumped to be mixed with the DM. Both piezometer and pore water samples were collected with an ISCO 2700 pump (3 L/min) allowing sampling without any sample-pump contact. Sediments were collected at 20 to 50 cm depth with either core samplers, sediment spades or sediment grab-buckets depending on the sediment quality. The pond sediments were all sampled from the same section of the pond as illustrated in Figure 1. Water samples (superficial water and piezometer samples) and sediments, once collected in 1 L glass bottles, were stored at 4°C for a maximum of 48 h before treatment.

Parameters measured. During this study, the following parameters were measured: *in situ* parameters (pH, temperature, dissolved oxygen, redox potential, conductimetry), physico-chemical parameters (total suspended solids (TSS), grain size of the sediment, volatile matter, TKN, NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , total P), heavy metals (Cd, Zn, Cr, Ni, Pb, Cu, As, Hg, Fe, Mn, Al) and hydrocarbons (total hydrocarbons and PAHs). It is important to notice that micro-pollutants (heavy metals and hydrocarbons) measured in the superficial waters were analysed on unfiltered samples. All parameters were analysed following the AFNOR procedures, except for the PAHs and heavy metals (Carpentier et al., 1999).

RESULTS AND DISCUSSION

In the present paper, the evolution of superficial water and sediment quality will be presented. The evolution of piezometer and pore water samples will not be displayed: their collection and analysis are still in operation.

Water quality. Results obtained for the pond water were compared to the reference situation before the first deposit of DM in March 1999 (Table 1, Init.) and to the results obtained in the Seine water. Indeed, since the dredged material is re-suspended with 10 volumes of Seine

water, we calculated that the original pond water had, within 3-6 months, been completely replaced by Seine water.

Table 1. Water quality parameters for the Rouillard pond before (Init.) and during DM deposits, and for the Seine river (July 1999-May 2001, monthly monitoring)

	Pond				Seine		
	Init.	median	min	max	median	min	max
T°C	9.1	12.5	2.3	22.3	13.2	4.7	22.6
pH	7.99	7.8	7	8.9	7.8	6.6	8.8
O ₂ (mg/L)	9.8	5.7	1.25	15.8	7.8	4.7	10.6
TSS (mg/L)	<1	16	3	58	23	5	79
NH ₄ ⁺ (mg/L)	0.04	12.9	0.3	22.6	1.2	0.4	3.9
NO ₃ ⁻ (mg/L)	<1	10.2	2.6	28.2	21.5	15	29.5
P (mg/L)	<0.1	0.175	<0.1	2.1	0.225	0.05	0.54

To start with, general parameters such as the water temperature, pH, dissolved oxygen, total suspended solids (TSS), NH₄⁺, NO₃⁻, and total phosphorus were compared to their initial value within the pond and to the Seine water: these median, minimum and maximum values result from a 2 years monthly monitoring (Table 1). It appears clearly that the initial pond water quality was much better than after DM disposal and better than the Seine water. In fact, the oxygen level in the pond was decreased by the addition of DM, which is a rather anoxic material and rich in organic matter, as shown by its total organic carbon (TOC) level (Table 2). Suspended matter levels significantly increased in the pond, due to the dumping of DM strongly re-suspended with Seine water. NH₄⁺ concentration significantly rose after the deposit of DM, becoming 10 times larger than in the river Seine. The evolution of this parameter is detailed below (Figure 2). NO₃⁻ level increased also in the pond: this was mainly due to the addition of Seine water, which contains large amounts of this nutrient, more than the DM itself. Moreover, the NO₃⁻ concentrations observed in the pond were lower than the ones observed in the Seine water, due to denitrification processes happening at the water-sediment interface, and to nitrate consumption by algae. For the total phosphorus, we observed the same behaviour as for NO₃⁻: its concentration increase in the pond is related to the contribution of the Seine water, more than to the DM itself. Finally, we noticed that pH in the pond is not a major concern since it varied only very slightly.

Table 2 : Sediment quality parameters for the pond sediments before (Init.) and during DM dumping, and for the DM before dumping (July 1999-May 2001, trimester monitoring)

	Pond sediment				DM before dumping		
	Init.	median	min	max	median	min	max
TOC (g/kg)	13.5	36.0	19.9	51.9	27.4	18.5	42.2
TKN (g/kg)	-	1.51	0.54	4.01	3.16	1.33	4.35
NH ₄ ⁺ (mg/kg)	-	143	15	196	229	95	396
Zn (mg/kg)	42	418	109	747	210	97	396
Pb (mg/kg)	10	119	23	211	49	18	131
Fe (g/kg)	4.8	22.3	2.0	40.0	15.1	8.0	31.1
16 PAHs (mg/kg)	0.18	16.6	11.9	52.0	19.2	2.6	47.9

NH₄⁺. As presented previously, NH₄⁺ levels significantly rose after the DM deposit. Graph (a) of Figure 2 shows that pond water has been enriched with NH₄⁺ as the pond was being filled, the initial value (I.) reaching only 0.04 mg/L. It also shows that, in the case of NH₄⁺, the contribution of the Seine water in this enrichment is negligible since the average Seine value is around 2 mg/L whereas values found in the pond reach 22 mg/L. Even during periods with no dredged material deposits (N. D. on the graph), NH₄⁺ concentrations in the pond superficial waters remain high compared to the Seine water for example. This observation

suggests that the NH_4^+ enrichment would be due to the combined effects of sediment diagenesis and NH_4^+ desorption from the sediments, rather than from a simple dilution of the DM pore water during the dumping process. The very low values of the last two samples (April and May 2001) are probably related to very important floods in the Seine basin at this period and consequently to huge dilution of the pond water.

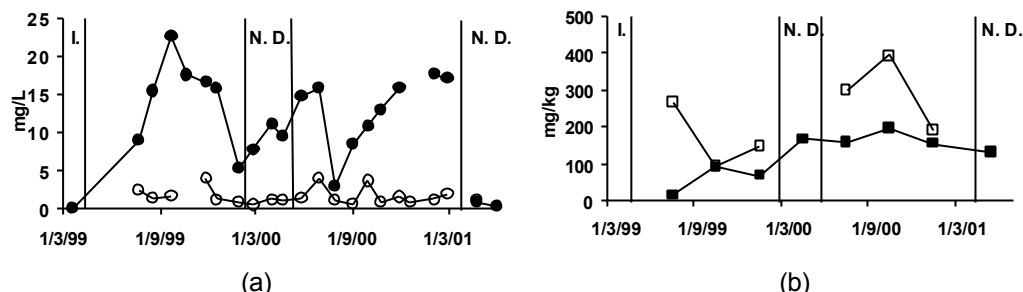


Figure 2. NH_4^+ concentrations evolution in (a) (●) Rouillard pond and (○) Seine water and (b) sediments (□) before disposal and (■) within settled Rouillard deposits (July 1999-May 2001).

Graph (b) of Figure 2 shows that the sediment settled in the pond has been enriched in NH_4^+ , as the pond was filled with DM. This graph displays also the DM concentrations before being deposited, i.e. when sampled in the barge itself. Although NH_4^+ levels vary greatly in the dredged sediments, depending upon their origin, the re-suspension and deposition procedure appears to washout part of contained NH_4^+ , resulting in a release into the pond water. Moreover, organic nitrogen concentration contained in the river sediment, as assessed by TKN- NH_4^+ levels (Table 2) is more than 10 times higher than NH_4^+ level: such organic nitrogen is also a source of NH_4^+ release through ammonification performed during organic matter diagenesis.

Heavy metals. Zn concentrations in the Seine water, in the pond water, and in the sediment before and after dumping are displayed in Figure 3. Graph (a) shows that in the pond water, there is no major change between the initial status (I.) and the samples analysed after DM dumping, apart from one important rise in concentration in August 1999 and a few minor increases in December 2000 and May 2000. Rouillard pond Zn values appear to be sometimes even lower than in the Seine water itself. The Zn pond sediment concentration (Figure 3, graph b), present a significant increase compared to initial values. The DM dumped is, as well as for the NH_4^+ , the probable main source of Zn and other heavy metals in the pond sediments (Table 2). From these observations, it appears that, even if during DM dumping, significant heavy metal concentrations can be found in the dissolved phase, they are usually adsorbed onto the particulate matter rather than released in the water, and accumulate in the pond sediment. Zn level in the settled deposit are, after 2 years of disposal, higher than in the DM before dumping. Similar results were obtained for other heavy metals (Table 2).

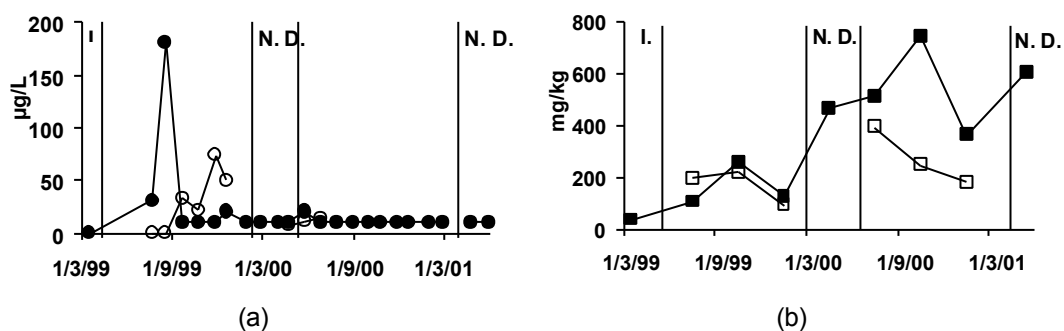


Figure 3. Zn concentrations evolution in (a) (●) Rouillard pond and (○) Seine water and (b) sediments (□) before disposal and (■) within settled Rouillard deposits (July 1999-May 2001).

PAHs. PAHs concentrations (sum of the 16 PAHs recommended by US EPA) in the Seine water, in the pond water, and in the sediment before and after dumping are displayed in Figure 4. Previous comments concerning the heavy metal levels in waters can be applied to the results obtained for the PAHs: there is only limited release of aromatic hydrocarbons in the pond water, the significant values in the pond being related to the higher contamination of the DM samples dumped at the time of the sampling. Also, these peaks could be explained by the fact that samples were not filtered before analysis and consequently, higher amounts of contaminated suspended matter could contribute to such values. Sediment concentrations in total PAHs are shown in graph (b): we notice high concentrations in the DM before deposit that relates to increases of concentration in the pond sediment, as compared to the initial point (I. on the graph). PAHs present in the surface sediment may become more concentrated by two mechanisms. A release due to diagenesis of PAHs adsorbed on organic matter may re-adsorb on ferric hydroxides at the water-sediment interface (Table 2). Also, fine particles issued from DM dumping, rich in adsorbed PAHs, can settle at water-sediment interface, even far from the dumping pipe outlet.

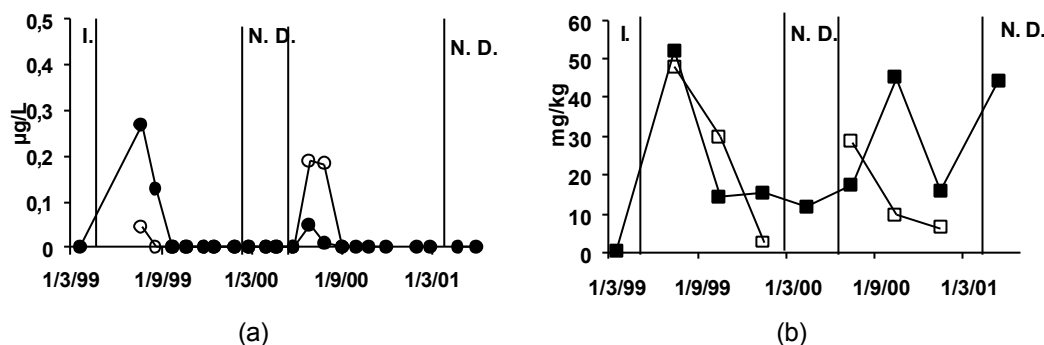


Figure 4. Total PAHs (16 US EPA) concentrations evolution in (a) (●) Rouillard pond and (○) Seine water and (b) sediments (□) before disposal and (■) within settled Rouillard deposits (July 1999-May 2001).

CONCLUSIONS

The present study showed, after more than 2 years survey, that the dumping of contaminated DM present a significant impact on the receiving disposal site. Firstly, it decreased the surface water quality by consumption of dissolved oxygen and increase of suspended solids. Secondly, a large increase of NH_4^+ levels was also evidenced. Accordingly, algal blooms were observed in April (2000 and 2001) when TSS was low enough for algae development (during periods of absence of DM dumping). Micro-pollutants such as heavy metals and PAHs did not seem to be significantly released consequently to dumping processes. They rather seemed to accumulate on the deposited DM. Indeed, the pond surface sediments present a significant increase of contamination with time, as the pond was being filled with DM. In order to assess the potential biological impact of such DM disposal, we have started a study, since February 2001, by monitoring chlorophyll as well as phyto and zoo-plankton both in the Rouillard pond and in a reference pond where no DM is disposed. Finally, it is important to monitor the evolution of the pond water and the sediment pore water quality after the last DM disposal, expected in December 2001: nutrients and pollutants confined in the sediment may indeed present a delayed impact which should be assessed during several years.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank the Service de Navigation de la Seine (SNS) and Entreprise Morillon Corvol Courbot (EMCC) for human, technical and financial support, as well as the Piren Seine program (CNRS GDR 1874) and Voies Navigables de France (VNF) for financial support.

REFERENCES

- Carpentier, S., S. Jumeau, R. Moilleron and D. R. Thévenot (Eds.). 1999. *Mobilisation de polluants lors de la mise en dépôt de sédiments fluviaux contaminés*. Piren Seine, annual report, pp 5.56-5.79.
- Carpentier, S., R. Moilleron, C. Beltran, D. Hervé and D. Thévenot. 2001. "Quality of dredged material in the river Seine basin (France) I. Physico-chemical features." *Submitted*.
- Cauwenberg, P., F. Verdonckt and A. Maes. 1998. "Flotation as a remediation technique for heavily polluted dredged material. 1. A feasibility study." *Sci. Total Environ.* 209: 113-119.
- Combs, S. M., R. H. Dowdy, S. C. Gupta, W. E. Larson and R. G. Gast. 1982. "Chemical properties and mineralogical characteristics of selected dredged material." *J. Environ. Qual.* 11(2): 255-261.
- Gupta, S. C., W. E. Larson, R. G. Gast and S. M. Combs. 1980. "Potential use of dredged material to improve marginal agricultural soils: I. Physical properties and plant growth." *J. Environ. Qual.* 9(4): 653-660.
- Lau, S. S. S. and L. M. Chu. 2000. "The significance of sediment contamination in a coastal wetland, Hong Kong, China." *Wat. Res.* 34(2): 379-386.
- Michelsen, T. C., C. D. Boatman, D. Norton, C. C. Ebbesmeyer and M. D. Francisco. 1998. "Transport of contaminants along the Seattle waterfront: effects of vessel traffic and waterfront construction activities." *Wat. Sci. Tech.* 37(6-7): 9-15.
- Nijssen, J. P. J., J. W. Zwakhals, R. A. Ammerlaan and G. W. Berger. 1998. "Monitoring environmental effects in the Slufter, a disposal site for contaminated sludge." *Wat. Sci. Tech.* 37(6-7): 425-433.
- Radenac, G., P. Miramand and J. Tardy. 1997. "Search of impact of a dredged material disposal site on growth and metal contamination of *Mytilus edulis* (L.) in Charente-Maritime (France)." *Mar. Pollut. Bull.* 34(9): 721-729.
- Stokman, G. N. M. and W. A. Bruggeman. 1995. "Cleaning of polluted sediment." *European Water Pollution Control.* 5(5): 25-30.

IV.2.3. Ensemble des paramètres suivis dans les matériaux déposés dans l'étang du Rouillard

La **granulométrie** des sédiments de l'étang et des barges amenées aux abords de l'étang a été mesurée tous les trimestres. Nous constatons (Figure 56) que la nature des dépôts dans l'étang évolue avec les temps. En effet, il semble que les particules fines (limons fins et grossiers) représentent une part de plus en plus importante à mesure que l'étang est remblayé avec des matériaux. Cette évolution est probablement due au fait que les échantillons de sédiment dans l'étang ont été collectés chaque trimestre dans la même zone de l'étang avec un carottier, une pelle à sédiment ou une benne à sédiment, qui permettent d'échantillonner une épaisseur de 50 cm environ. En effet, l'apport de MD quasi continu sur l'ensemble du bassin a favorisé une accumulation en surface des particules fines provenant de la sédimentation des MES.

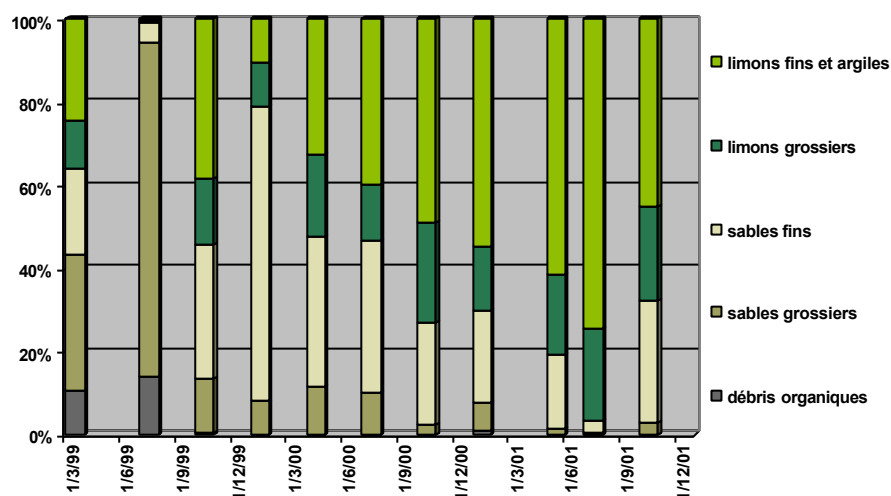


Figure 56 : Distribution granulométrique des dépôts de l'étang du Rouillard.

Cette épaisseur de particules fines croissant avec le temps, les polluants et la MO ayant une affinité élevée pour ces particules, la pollution se concentre donc à proximité de la surface de l'étang. Quant aux résultats sur les échantillons de barge, ceux-ci montrent une évolution irrégulière comparativement aux sédiments de l'étang. Ceci s'explique par le fait que nous avons choisi de caractériser les MD de barge, non pas pour observer une évolution avec le temps mais plutôt pour avoir une idée de la différence entre les échantillons collectés avant dragage et les MD effectivement remblayés dans l'étang. En effet, plusieurs barges sont vidées chaque jour et nos échantillonnages étaient trimestriels, ce qui ne peut en aucun cas permettre de représenter la qualité des barges vidées tant la sélection a été aléatoire. Ces prélèvements ont été effectués dans le souci de comparaison des paramètres physico-chimiques mesurés sur les échantillons collectés avant dragage avec les échantillons de MD effectivement mis en dépôt dans l'étang.

La **perte au feu** (ou MVS) a été mesurée sur chaque échantillon de sédiment de l'étang et de barge prélevés de façon trimestrielle (Figure 57).

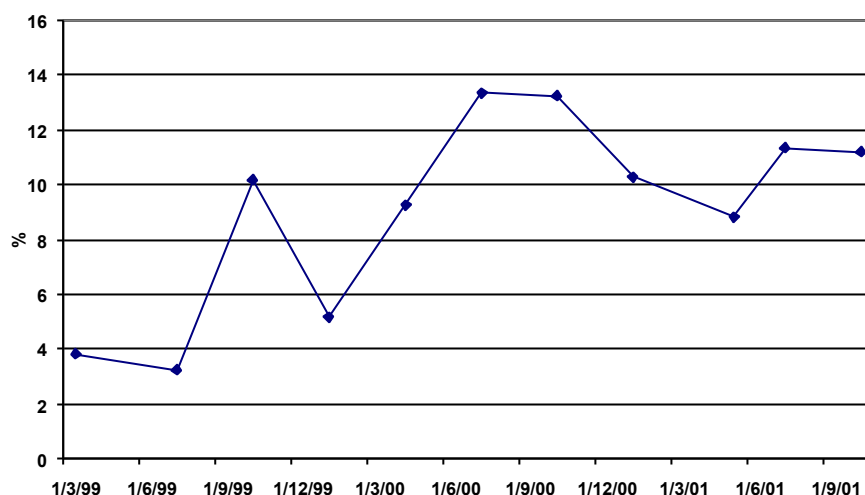


Figure 57 : Evolution de la perte au feu des dépôts de l'étang.

Les pourcentages de perte au feu suivent l'évolution des particules fines. La MO est en effet corrélée à la teneur en particules fines (Kralik, 1999). Les valeurs de MO obtenues pour les dépôts dans l'étang (moyenne = 9,1 %) sont plus élevées que celles que nous avons observées dans les sédiments prélevés dans le bassin de la Seine avant les campagnes de dragage (moyenne = 8,5 %). En effet, la granulométrie des MD est globalement plus grossière que les échantillons de dépôt.

Les MVS mesurées dans les échantillons de MD prélevés dans les barges (Tableau 21) présentent des moyennes de 9,6 %. Cette valeur est plus élevée que celle que nous avons observée pour les sédiments prélevés avant dragage (moyenne = 8,5 %) mais reste voisine. Pour ce paramètre, les résultats obtenus au cours des campagnes avant dragage peuvent donc être utilisés pour caractériser les MD introduits dans l'étang.

Tableau 21 : Pourcentages de MVS mesurés sur des échantillons de MD prélevés dans les barges aux abords de l'étang du Rouillard, avant leur mise en dépôt.

	18/3/99	22/7/99	21/10/99	28/1/00	21/4/00	28/7/00	24/10/00	31/01/01	30/5/01	31/7/01	30/10/01
MVS	nd	12,9	7,7	7,4		12,2	8,9	8,5		9,2	

De même que pour les eaux interstitielles, les concentrations en NO_2^- et NO_3^- mesurées dans les sédiments sont très faibles et sont le plus souvent inférieures à 2,5 mg/kg à l'exception de l'échantillon prélevé le 22/7/1999 pour lequel la concentration en nitrate observée a été de 9,5 mg/kg). Le dépôt est en effet un milieu réducteur au sein duquel les formes oxydées de l'azote sont rapidement réduites.

Nous avons par ailleurs noté, dans les actes du colloque sur les sédiments contaminés *Fate of dredged contaminated sediments in an underwater disposal site* présentés dans le paragraphe IV.2.2 de ce chapitre que les concentrations en NH_4^+ dans le sédiment croissaient en fonction du temps en raison de la diagénèse et plus particulièrement du processus d'ammonification. Ho et ses collaborateurs ont démontré le rôle de l'ammonium dans la toxicité des sédiments et MD au même titre que les métaux et les polluants organiques (Ho *et al.*, 2001). Il est donc raisonnable de conseiller un suivi de ce paramètre après l'arrêt des remblaiements jusqu'à ce que les concentrations aient diminué significativement.

Les teneurs en **hydrocarbures totaux** mesurées dans les sédiments semblent augmenter avec le temps (Tableau 22). La valeur atteinte de 1,4 g/kg reste toutefois inférieure à la valeur intermédiaire proposée par la circulaire hollandaise (A+I)/2 qui est de 2,5 g/kg.

Tableau 22 : Concentrations en hydrocarbures totaux (mg/kg) dans les dépôts superficiels de l'étang du Rouillard.

	18/3/99	22/7/99	21/10/99	28/1/00	21/4/00	28/7/00	24/10/00	31/1/01	30/5/01	31/7/01	30/10/01
HC_{tot}	19,9	117	38	23	624	803	1286	63	1884	490	1434

Dans le cas des eaux interstitielles, nous avons noté une diminution des concentrations observées au niveau du massif filtrant. Cependant, les échantillons prélevés dans les massifs filtrants rendent compte de la qualité des eaux interstitielles à une profondeur (6,40 m) et une position constante du dépôt et l'hypothèse d'une minéralisation de la MO et ainsi des hydrocarbures totaux pouvait être avancée. Le cas des échantillons de MD déposés dans l'étang est différent : ceux ci sont échantillonnés en surface et au même endroit de l'étang (à \pm 5 m) et la nature des particules échantillonnées a changé avec le temps ; les particules fines se renouvellent à la surface du dépôt en raison de la perturbation induite par les remplissages. Les HC totaux mesurés dans les dépôts de surface sont ainsi progressivement enrichis en HC_{tot} qui s'adsorbent sur les particules qui agissent comme puits à hydrocarbures. Mais du fait de l'observation de la partie supérieure du dépôt, nous ne pouvons observer la minéralisation qui se produit plus en profondeur dans le dépôt.

Une partie des résultats concernant les teneurs en **HAP** dans le dépôt est présentée dans les actes du colloque sur les sédiments contaminés *Fate of dredged contaminated sediments in an underwater disposal site* présentés dans le paragraphe IV.2.2 de ce chapitre. Les sédiments constituant le dépôt présentent des concentrations médianes en **HC_{ali}** et **HAP** de 12,8 et 16,6 $\mu\text{g/g}$ respectivement. Les teneurs médianes en HAP, selon les limites fixées par la circulaire Hollandaise, sont relativement faibles puisqu'elles se situent entre la valeur d'alerte (A) et la valeur intermédiaire (A+I)/2. Les MD avant dragage, quant à eux, présentent des teneurs médianes de 6,7 $\mu\text{g/g}$ (cf. Chapitre 2). La différence entre les teneurs dans les MD et les teneurs dans le dépôt est probablement due au fait que le sédiment échantillonné en surface du dépôt correspond à la fraction la plus fine de celui-ci qui concentre plus de micropolluants qu'un sédiment présentant une granulométrie plus variée. Les HAP majoritaires retrouvés dans les échantillons de dépôt sont le fluoranthène, l'anthracène et le pyrène. Ces trois composés traduisent une origine pyrolytique (combustion). Cette hypothèse est en partie confirmée par Walker et ses collaborateurs (Walker *et al.*, 1999) qui ont montré une contribution du ruissellement urbain à la pollution en HAP et métaux de sédiments fluviaux. Les HC_{ali} majoritaires sont C₂₉ et C₂₇ : ceci traduit une origine biologique et plus particulièrement provenant de végétaux supérieurs. Les sédiments présentent ainsi, de la même manière que pour les MES de l'étang, des origines anthropiques dues aux apports de MD et d'eau de Seine et des origines biologiques probablement acquises sur place (phytoplancton et plantes supérieures).

Les résultats des teneurs en **Zn** sont présentées dans les actes du colloque sur les sédiments contaminés *Fate of dredged contaminated sediments in an underwater disposal site* présentés dans le paragraphe IV.2.2 de ce chapitre. Les teneurs médianes en Zn sont de 365 $\mu\text{g/g}$, ce qui est supérieur aux valeurs médianes obtenues pour les MD avant dragage (189,5 $\mu\text{g/g}$). Or, nous avons vu grâce à la détermination de la granulométrie des échantillons de dépôt, que les particules fines représentaient une fraction plus importante dans ces

échantillons que dans les MD. Les teneurs en métaux plus élevées dans les échantillons présentant plus de particules fines sont expliquées par le fait que les métaux sont préférentiellement associés aux particules fines (Lau et Chu, 1999). Le cas des autres métaux est semblable à celui du Zn : les teneurs dans la partie supérieure du dépôt croissent avec le temps (Figure 58).

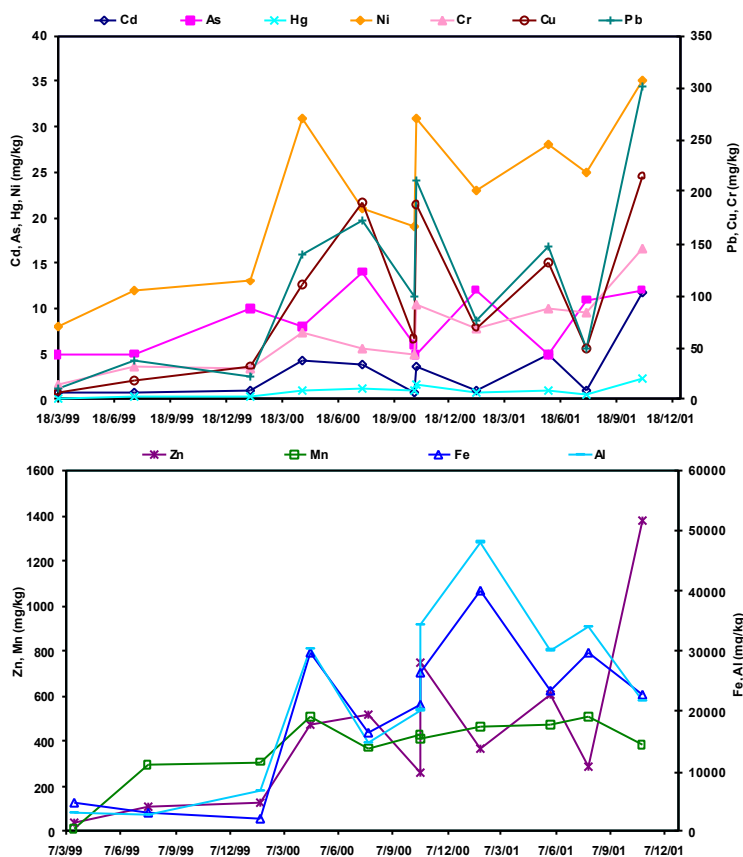


Figure 58 : Evolution temporelle des teneurs en métaux (Cd, As, Hg, Ni, Cr, Cu, Pb, Zn, Mn, Fe, Al) dans les dépôts de l'étang du Rouillard.

Le fait que les sédiments accumulent et intègrent la pollution métallique dissoute a été montré dans le travail de Lau dans le cas de sédiments côtiers (Lau, 2000). Dans ce même travail, les auteurs ont montré de faibles relargages de métaux vers les eaux superficielles. Cependant, des augmentations de la température de l'eau et donc les variations saisonnières ont été mises en cause dans la mobilisation de ces métaux. Les métaux seraient davantage relargués au cours des périodes plus chaudes de l'année. Cependant, ce phénomène n'a pas été observé dans les eaux superficielles de l'étang.

Les teneurs en métaux observées à la surface du dépôt, au cours de la dernière campagne d'échantillonnage, sont importantes si nous nous référons à la circulaire hollandaise : Zn et Cu sont supérieurs à la valeur d'intervention, Cd est supérieur à la valeur intermédiaire $(A+I)/2$, Ni, Pb, Cr, Hg sont supérieurs à la valeur d'alerte, seul As est inférieur à la valeur d'alerte A.

Ces concentrations ne permettent cependant pas de déterminer directement la toxicité du sédiment pour l'ensemble de l'écosystème directement au contact des sédiments. En effet, la relation concentration en polluant / toxicité du sédiment n'est pas facile à obtenir. Les bio-

tests qui permettent d'évaluer la toxicité mettent en contact le sédiment contaminé avec l'espèce étudiée. Cependant, le sédiment n'étant pas exclusivement contaminé par une seule catégorie de polluants, la toxicité ne peut être attribuée directement à une forte concentration en métaux ou autres contaminants mais seulement à la synergie des composantes du sédiment testé (Dave et Nilson, 1999). Des études plus récentes utilisant des substances inhibant l'action de certains polluants ont également montré l'importance de cette synergie dans l'évaluation de la toxicité (Saulnier et Mucci, 2000).

Les données concernant le dépôt sont rassemblées sous forme de tableau dans l'Annexe 25.

IV.2.4. Conclusions sur les dépôts de l'étang du Rouillard

Les dépôts de l'étang du Rouillard semblent être à l'origine de la production de NH_4^+ , de P_T et de COD en raison de l'activité de diagenèse et particulièrement de la dégradation de la MO particulaire qui a lieu au sein du dépôt. Cette production peut être transférée vers les eaux superficielles de l'étang. Nous avons en effet observé des apports de ces composés dans les eaux superficielles de l'étang, bien que ces apports puissent aussi être attribués à d'autres sources comme, par exemple, l'eau de Seine. Cette production pourrait potentiellement être transférée vers les eaux de nappe (voir paragraphe suivant IV.3).

Nous avons également observé une accumulation des micropolluants dans les dépôts. En effet, ceux-ci se comportent comme un puits de micropolluants, limitant ainsi le relargage de ces micropolluants vers les eaux superficielles ou de nappe. Cependant, de fortes modifications des conditions redox de l'étang ou du dépôt, pourraient entraîner un relargage de ces micropolluants.

IV.3. Impact sur la qualité des eaux de nappe

IV.3.1. Mouvements de la nappe

Les **niveaux piézométriques**, pour les 3 piézomètres implantés autour de l'étang (Figure 59) ont été mesurés tous les mois, depuis mars 2001, à partir du haut des piézomètres au moyen d'une chaîne graduée dont l'extrémité est équipée d'une lampe qui s'allume au contact de l'eau.

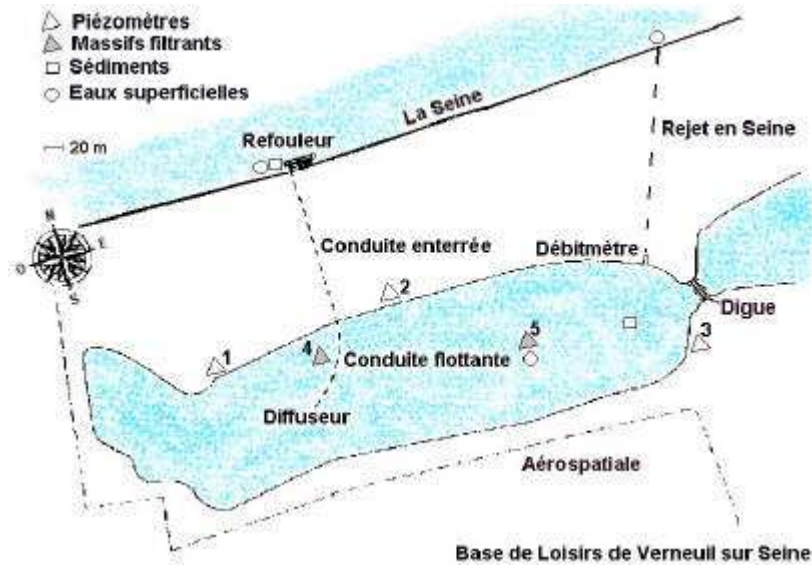


Figure 59 : Représentation schématique de l'étang du Rouillard rappelant l'emplacement des 3 piézomètres (Δ) implantés autour de l'étang.

La profondeur mesurée est ensuite calibrée grâce aux mesures de niveau topographique effectuées par les équipes de la subdivision "Qualité et police des eaux" des services de navigation de la Seine de Bougival. Les valeurs des hauteurs d'eau et les niveaux topographiques du haut des 3 piézomètres sont présentées Figure 60.

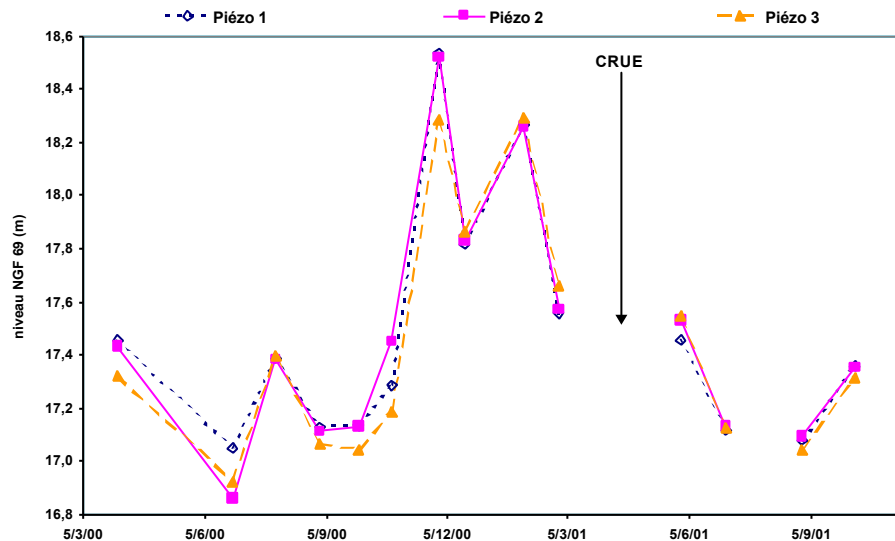


Figure 60 : Evolution temporelle des cotes piézométriques (niveau NGF 69 en mètres) autour de l'étang du Rouillard (piézomètres 1, 2 et 3).

La tendance qui se dégage des niveaux piézométriques est la suivante : le niveau du piézomètre 2 (situé en amont de l'écoulement de la Seine et du côté de la Seine) est toujours plus élevé. Dans les nappes, il existe un écoulement d'eau s'il existe une différence de niveau piézométrique. Dans ce cas, l'eau coule du niveau le plus haut vers le niveau le plus bas. Si nous observons les niveaux piézométriques (Figure 60) au niveau de l'étang du Rouillard, il semble qu'il y ait 2 axes de mouvement de la nappe. L'un qui suit l'écoulement de la Seine

(du piézomètre 2 au piézomètre 1), et l'autre perpendiculaire à cet axe, partant de la Seine (du piézomètre 2 vers le piézomètre 3).

La vitesse d'écoulement est donnée par la loi de Darcy (Gaujous, 1995 ; Sigg *et al.*, 1992) :

$$V = -K \cdot i$$

Avec V : vitesse d'écoulement (m/s)

K : perméabilité du milieu ou conductivité hydraulique (m/s)

$i = (H_B - H_A)/d$: gradient de niveau piézométrique (cf. Figure 61)

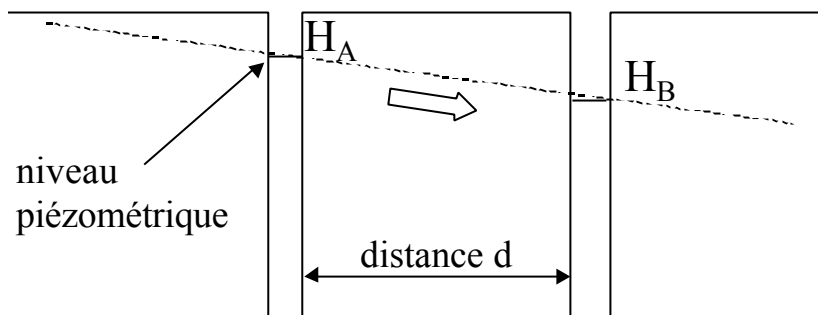


Figure 61 : Représentation schématique des paramètres utilisés dans la loi de Darcy.

Afin d'effectuer des bilans hydriques concernant les transferts de volumes d'eau de l'étang vers la nappe, de la Seine vers la nappe □ nous avons souhaité calculer des débits infiltrés selon Tassin B. (Communication personnelle) :

$$Q = K \cdot i \cdot S$$

Avec Q = débit d'échange (m^3/s)

S = surface d'échange (m^2)

Nous avons estimé le coefficient de perméabilité du milieu $K = 1.10^{-4}$ m/s, coefficient théorique pour un sable très fin (Dupont, 1965). En effet, le sol au travers duquel les éventuels échanges avec l'étang se produisent est de nature «sable argileux»(cf. Chapitre 3). Le seul débit que nous pouvons calculer avec les données dont nous disposons est le débit d'infiltration latérale entre l'étang et la Seine. Le sens d'écoulement va de l'étang vers la Seine lorsque cette dernière a un niveau inférieur au niveau du dépôt, et inversement.

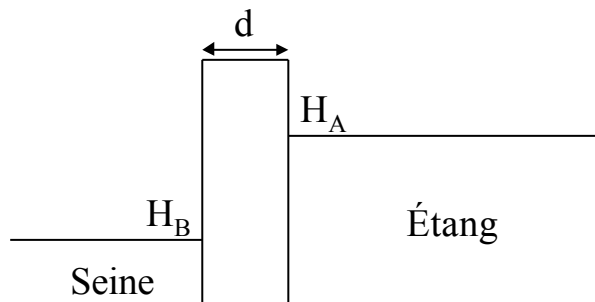


Figure 62 : Application de la loi de Darcy à l'écoulement entre l'étang et l'eau de Seine dans le cas où l'étang se situe au dessus de la Seine.

La surface d'échange prise en compte ici est la longueur de l'étang (600 m) multipliée par la hauteur d'échange ($H_A \square H_B$) (voir Figure 62). Les résultats présentés dans la Figure 63 montrent qu'en période estivale, l'infiltration aurait lieu de l'étang vers la Seine et qu'en période hivernale, l'infiltration aurait lieu de la Seine vers l'étang.

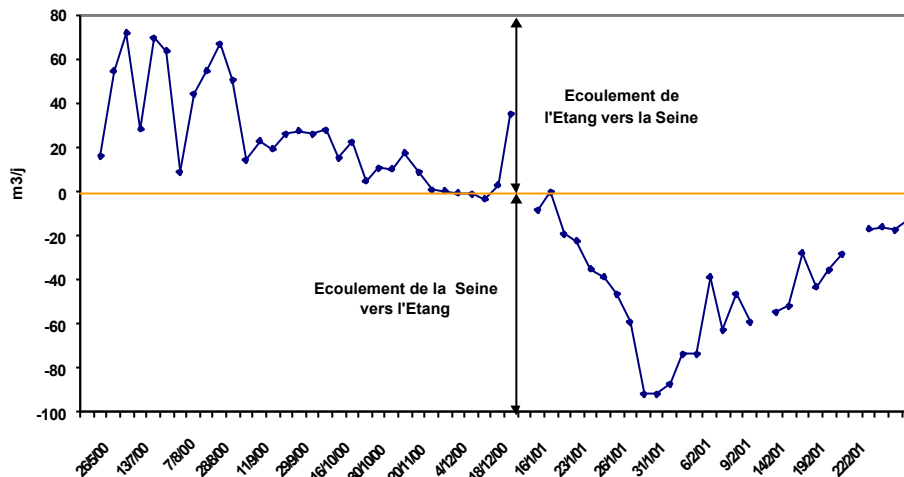


Figure 63 : Volumes d'infiltration entre la Seine et l'étang à partir de la Loi de Darcy. Par convention, les débits positifs correspondent à une infiltration latérale de l'étang vers la Seine.

Les périodes durant lesquelles la Seine alimenterait l'étang incluent la période d'arrêt des dépôts de MD. Si nous extrapolons ces résultats à l'ensemble de la période étudiée, nous pouvons estimer les volumes totaux infiltrés entre la Seine et l'étang. Le bilan global entre la Seine et l'étang est de environ $\square 16000 \text{ m}^3$. Le signe \square indique que globalement, la Seine a alimenté l'étang.

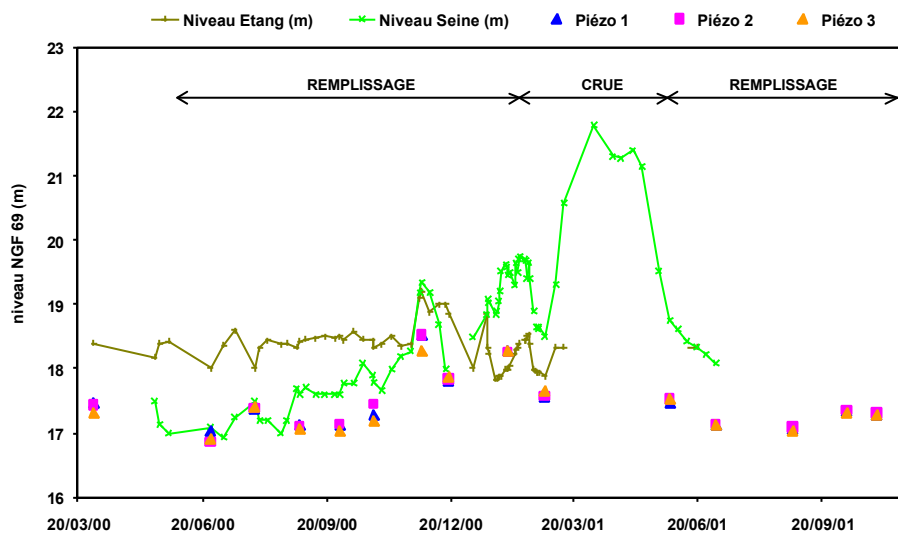


Figure 64 : Niveaux piézométriques, niveaux de l'étang et de la Seine NGF 69.

Les équipes de EMCC ont régulièrement relevé les niveaux de l'étang et de la Seine (Figure 64). En période hivernale (crues), le niveau de la Seine est plus élevé que celui de l'étang. A ce moment là, la conduite qui relie l'étang à la Seine est fermée par une vanne afin d'éviter un retour d'eau de Seine dans l'étang. En période estivale, le niveau de l'étang est plus élevé que

celui de la Seine. Ceci indique que le remblaiement de l'ancienne gravière avec des MD a permis une certaine imperméabilisation du plan d'eau qui permet à celui-ci de se maintenir au-dessus du niveau de la Seine malgré la faible distance qui sépare la Seine de l'étang (une centaine de mètres hors période de crue). D'autre part, cette constatation révèle un des inconvénients de ce type de site lorsqu'il est utilisé comme site de dépôt de matériaux de dragage : en période hivernale et au début du printemps, l'étang est susceptible d'être submergé par la rivière. La crue qui a eu lieu à partir de janvier 2000 a presque totalement submergé la berge qui sépare habituellement la Seine de l'étang et a entraîné une hausse du niveau de l'étang telle que la digue séparant l'étang remblayé (MD) de la partie non remblayée (Ref) a été elle aussi submergée (Figure 65).



Figure 65 : Photographies de l'étang du Rouillard lors de la crue de janvier 2001 ; «MD» correspond à la partie remblayée de l'étang du Rouillard, «Ref» correspond à la partie non remblayée de l'étang.

Ainsi, à cette période, cette entrée d'eau de Seine supplémentaire vient perturber le suivi de la qualité du site de dépôt en fonction du temps. Les apports ne sont plus uniquement dus au mode de mise en dépôt. De plus, l'eau de la partie «MD» de l'étang, qui présente des concentrations en nutriments plus fortes que la partie de référence «Ref», s'écoule dans «Ref» et une part de MD introduits dans la partie «MD» peut être remise en suspension et être également transférée vers la partie «Ref». Ces phénomènes ne sont pas souhaités. Ce biais pourrait être évité en utilisant un site non submersible en période de crue (surélevé par exemple ou séparé de la berge par une butte). Le fait d'utiliser un site non accessible au public minorerait l'impact des crues.

Les niveaux piézométriques sont comparés aux niveaux de l'étang et de la Seine dans la Figure 64. Sur ce graphique, nous constatons que le niveau de la nappe se trouve dans la plupart des cas au dessous du niveau de l'étang. L'écoulement devrait donc avoir lieu de l'étang vers la nappe. Il ne nous est pas possible d'évaluer quantitativement les volumes échangés entre l'étang et la nappe, puisque nous ne disposons pas de données suffisamment

fiables sur la position de la nappe par rapport à l'étang. Cependant, pour évaluer les transferts étang/nappe, nous pouvons nous inspirer de travaux menés dans le cadre du Piren Seine sur l'influence des lacs de gravière sur la qualité des eaux (Schanen, 1998). Ce travail a montré que la présence de gravières entraîne un phénomène de mise en charge de la nappe : ce qui signifie qu'il existe réellement un échange des eaux de nappe avec l'étang. La présence de la gravière entraîne en fait une pression piézométrique plus forte qui entraînerait une infiltration de la nappe vers l'étang. Ceci signifie également que la présence de la gravière perturbe fortement les mouvements de la nappe et donc que les mouvements que nous avons appréhendés grâce à l'étude des niveaux piézométriques ne traduisent en fait qu'une tendance de ces mouvements (D. Hervé, communication personnelle).

IV.3.2. Qualité des eaux de nappes

Les **paramètres *in situ*** mesurés dans les eaux de nappe (pH, O₂ dissous, potentiel Redox, et température) sont présentés à titre indicatif en Annexe 26. Les résultats obtenus n'apportent que peu d'informations pour l'exploitation du reste des données et ne feront donc pas l'objet de discussions dans ce travail.

La **conductivité** peut apporter un renseignement sur les proportions d'eau infiltrée dans la nappe (D. Hervé, communication personnelle). Il semble que le piézomètre 1 présente des conductivités le plus souvent supérieures aux 2 autres piézomètres et que le piézomètre 3 présente les conductivités les plus faibles (Figure 66). Ceci tendrait à favoriser l'hypothèse d'un écoulement de la nappe de l'étang vers le piézomètre 1 puisque la conductivité dans les eaux interstitielles du dépôt (mesurée grâce aux massifs filtrants) est très élevée : jusqu'à 1192 $\mu\text{S/cm}$. Ainsi, l'eau interstitielle du dépôt s'infiltrerait vers l'eau de nappe.

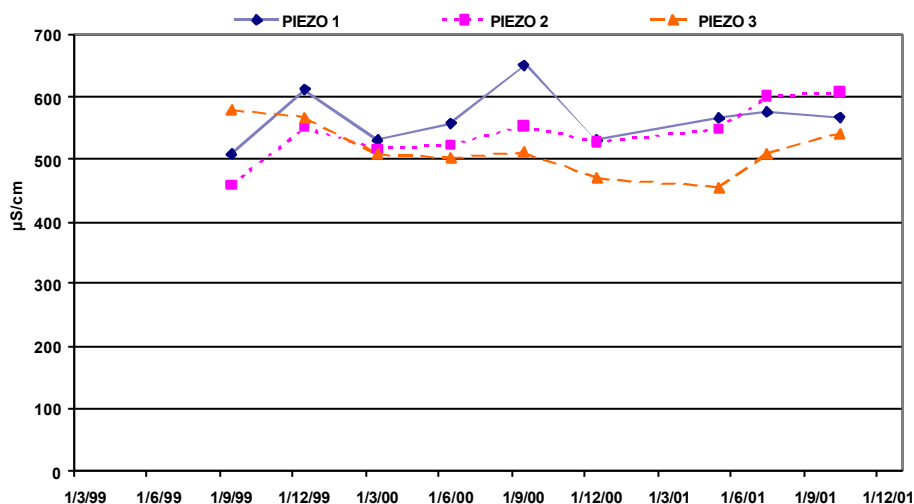


Figure 66 : Evolution de la conductivité dans les piézomètres 1, 2, et 3 placés à l'extérieur de l'étang.

Les eaux de nappe ont également fait l'objet de mesures de **DBO₅** et **DCO**. Les résultats obtenus pour la DBO₅ sont tous inférieurs à 3 mg/L. Concernant le DCO, les résultats obtenus sont généralement inférieurs à 20 mg/L, à l'exception de deux échantillons collectés dans le piézomètre 1 : 43 mg/L le 3/7/2001 et 26 mg/L le 8/10/2001. Selon le décret 89-3 sur les eaux destinées à la consommation humaine, la DCO doit être inférieure à 5 mg/L. Nous comparons en effet, les résultats obtenus pour les eaux de nappes, qui sont potentiellement utilisables pour la consommation humaine (tout en se situant hors champ de captage), aux limites

imposées pour les eaux de consommation humaine. Or, la limite de détection dont nous disposons ici pour la DCO étant de 20 mg/L ne convient pas à l'appréciation de la qualité de l'eau de nappe. Cependant, il est clair que la norme est dépassée pour ce critère pour les 2 échantillons de piézomètre 1 sus-cités. Il sont peut-être le résultat de relargages depuis le bassin (selon les sens d'écoulement que nous avons déduit précédemment).

Les concentrations en **COD** des 3 piézomètres (Figure 67) fluctuent entre 2 et 5,5 mgC/L, ce qui correspond à des valeurs bien inférieures à celles que nous observons dans l'étang (médiane=6 mg/L) et le plus souvent inférieures à celles observées en Seine (médiane=4 mg/L). Le piézomètre 3 (CV=36%) présente des fluctuations bien plus importantes que celles des piézomètres 1 (CV=15%) et 2 (CV=8%). Les mouvements transversaux de l'eau sont plus irréguliers que les mouvements longitudinaux en raison de l'hétérogénéité du sol présent autour des 3 piézomètres. Ces observations ne permettent cependant pas de montrer un comportement qui permette de déduire un phénomène de relargage ou d'apport quelconque par l'étang ou la Seine.

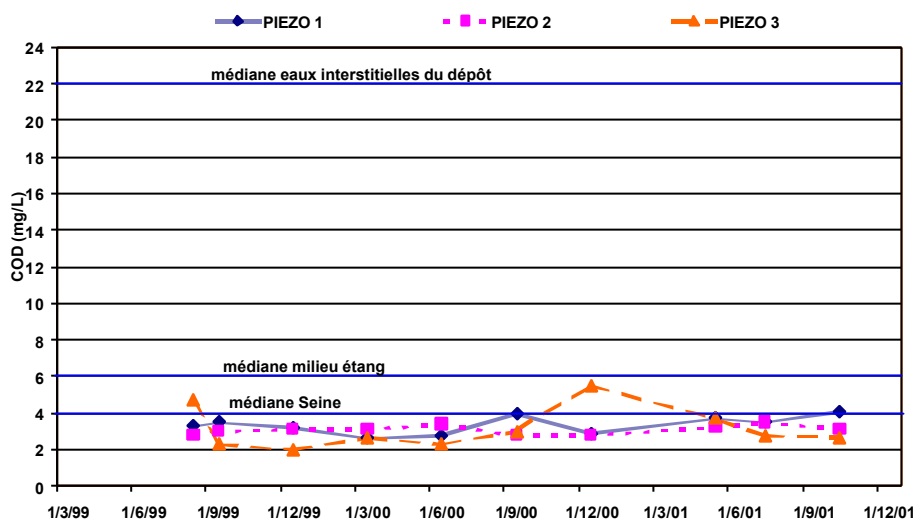


Figure 67 : Evolution temporelle des concentrations en carbone organique dissous dans les eaux de nappe collectées grâce aux piézomètres 1, 2, et 3 et médianes obtenues pour les concentrations en COD des eaux du milieu de l'étang, de l'eau

L'axe d'écoulement parallèle à celui de la Seine pourrait expliquer les résultats de concentration en **ammonium** (Figure 68) obtenus au niveau des 3 différents piézomètres dans les eaux de nappe.

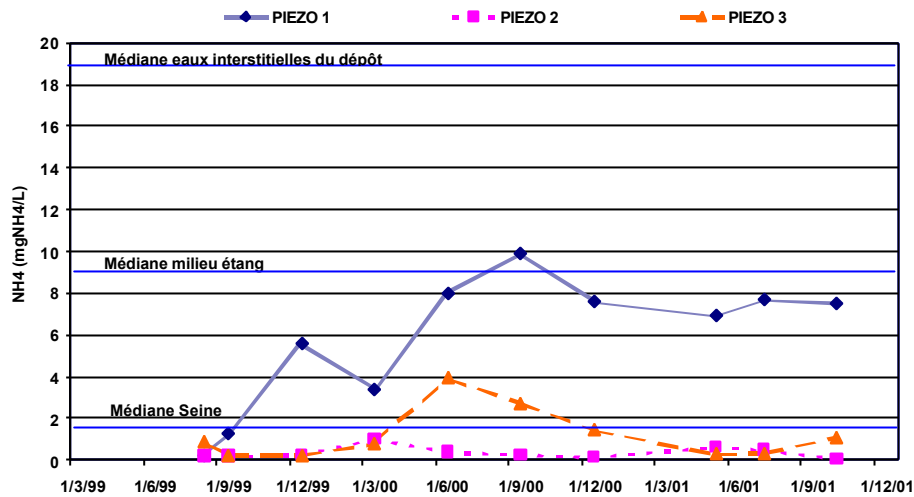


Figure 68 : Evolution temporelle des concentrations en ammonium dans les piézomètres extérieurs de l'étang du Rouillard.

C'est le piézomètre 1 (en aval de cet écoulement) qui présente les concentrations les plus importantes en NH_4^+ . Nous avons vu dans le paragraphe concernant les eaux superficielles (IV.1) que l'étang présentait des concentrations notables en ammonium alors que les concentrations en Seine restaient faibles. Cet apport à la nappe observé au niveau du piézomètre 1 aurait donc pour origine des infiltrations provenant de l'étang lui-même.

Pour ce qui est du **phosphore total** (Figure 69), c'est le piézomètre 3 qui présente les concentrations les plus élevées, ce qui impliquerait le déplacement de la nappe perpendiculaire à l'écoulement de la Seine, et plus précisément un apport par la Seine elle-même. En effet, nous avons vu dans le paragraphe sur la qualité des eaux superficielles (IV.1) que la Seine était source de phosphore pour l'étang. Mais le phosphore pourrait également provenir des matériaux de dragage mis en dépôt dans l'étang. Cependant, dans le cas présent, nous n'observons pas d'effet sur le piézomètre 1, ce qui impliquerait que le phosphore présent dans l'étang et au sein des MD déposés ne s'infiltre pas, ou très peu, vers la nappe phréatique.

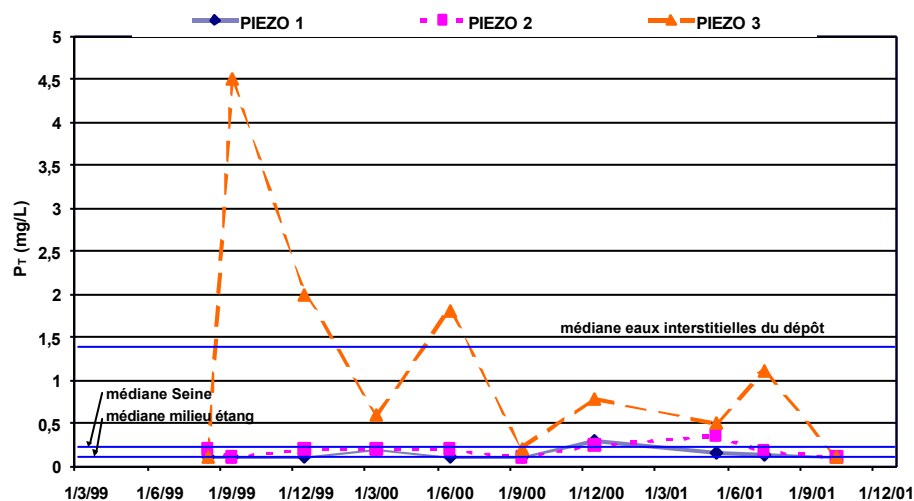


Figure 69 : Evolution temporelle des concentrations en phosphore total dans les piézomètres extérieurs de l'étang du Rouillard.

Il est intéressant de noter que les **MES** présentes dans les échantillons d'eaux de nappe prélevés au niveau des piézomètres 1, 2 et 3 ont radicalement diminué dès les premiers mois d'exploitation de ces équipements (Figure 70). Les MES présentes en début d'exploitation sont certainement dues à la période de stabilisation durant laquelle les fines particules mises en suspension par le forage sédimentent. La présence de MES à d'autres périodes peut être attribuée au mode d'échantillonnage : le tuyau de prélèvement est plongé au fond du piézomètre et peut remettre en suspension les particules présentes dans le fond du piézomètre ; l'action de pompage peut également accentuer cette remise en suspension.

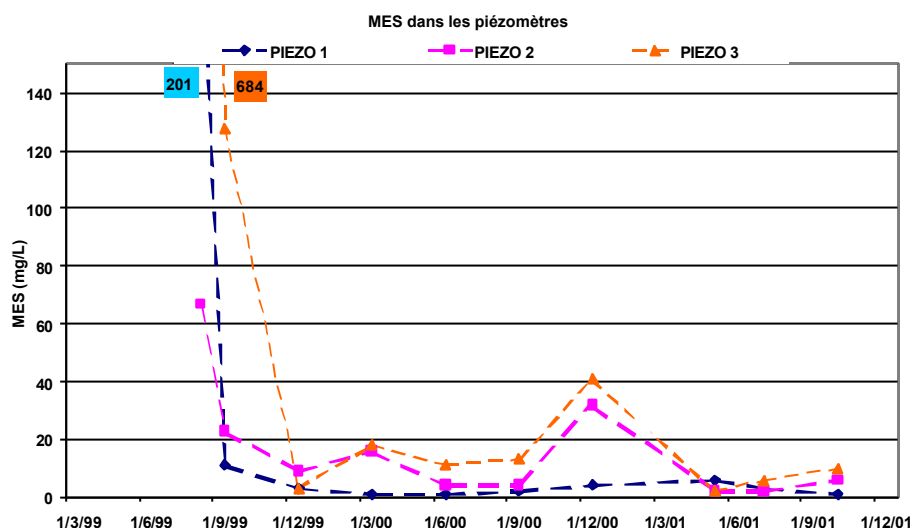


Figure 70 : MES dans les échantillons d'eaux de nappe prélevés dans les piézomètres 1, 2, et 3.

La concentration en MES est d'autant plus importante que les mesures de certains paramètres dans les eaux de nappes sont effectuées sur échantillon brut (fraction dissoute + particulaire) et ainsi la présence de grandes fluctuations des concentrations en MES pourrait entraîner des erreurs d'interprétation. Ici, donc, d'une part, nous constatons qu'il existe peu de pics de concentrations en MES après les 3 premiers mois. D'autre part, nous notons que les comportements des piézomètres 2 et 3 sont similaires et que le piézomètre 2 ne présente plus de pic de MES après les 3 premiers mois. Si l'influence des MES s'était fait ressentir sur les concentrations en phosphore par exemple, nous aurions observé un comportement similaire des piézomètres 2 et 3, ce qui n'est pas le cas. Ces artefacts d'échantillonnage que sont les remises en suspension de particules au cours de certains prélèvements ne semblent donc pas avoir d'influence sur les mesures effectuées sur les eaux de nappe.

Ce facteur aurait pu avoir une incidence sur les mesures de micropolluants effectuées sur échantillon brut sachant que ceux-ci ont une grande affinité pour les particules (Evans *et al.*, 1990b ; Lau et Chu, 1999). Cependant, les concentrations en **HAP** dans les échantillons d'eaux de nappe ont toutes été inférieures aux limites de détection des appareils de mesure pour les piézomètres 1, 2, et 3 à l'exception d'un échantillon de piézomètre 3, en septembre 2000, pour lequel nous avons observé une concentration en naphthalène de 0,15 µg/L. Cette valeur est exceptionnelle et le naphthalène ne fait pas partie des HAP pris en compte dans le décret sur la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (décret 89-3 du 3 janvier 1998, modifié par le décret 90-330 du 10 avril 1990 et le décret 95-363 du 5 avril 1995). Ce décret, qui considère la somme de 6 HAP (Fluoranthène, Benzo(a)pyrène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène, Benzo(ghi)pérylène, Indéno(1,2,3 c-d)pyrène),

impose une limite de 0,2 µg/L. Ce qui, quantitativement, peut signifier que la valeur obtenue de 0,15 µg/L est faible.

Concernant les **métaux lourds**, nous observons une influence des concentrations en MES. En effet, les fortes concentrations en MES observées dans les eaux de nappe prélevées les 3 premiers mois coïncident avec des pics de concentration en métaux : As pour le piézomètre 1 (13 µg/L), Zn pour le piézomètre 2 (80 µg/L), et As, Zn, Pb et Ni pour le piézomètre 3 (respectivement 7,8, 30, 13 et 29 µg/L). Par la suite, tous les métaux mesurés présentent des concentrations inférieures aux limites de détection sur les 3 piézomètres à l'exception du Cr pour le piézomètre 1 (16 µg/L), et de l'As (Figure 71) qui, contrairement aux autres métaux semble présenter un comportement qui suivrait l'écoulement de la nappe.

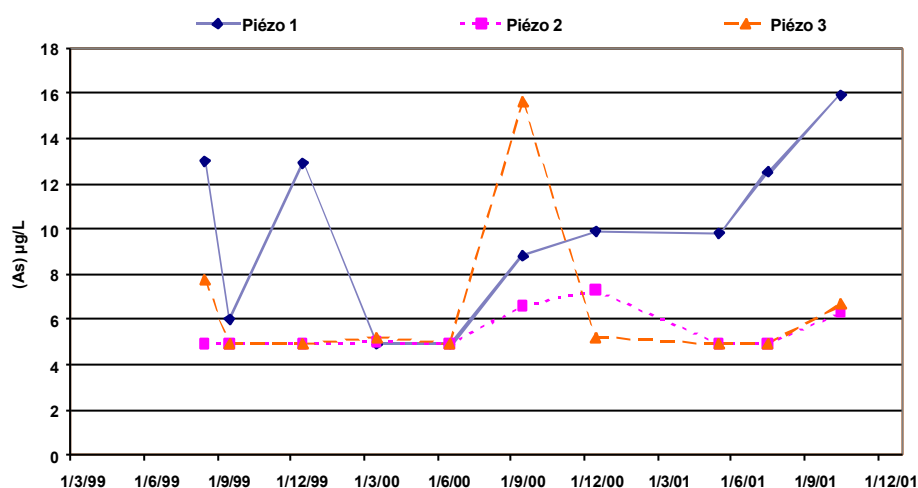


Figure 71 : Concentrations en As total dans les eaux de nappe prélevées dans les piézomètres 1, 2, et 3.

Ceci signifierait qu'il y aurait des relargages vers la nappe de faibles quantités d'As (cf. qualité des eaux interstitielles IV.2). Ceci est vérifié en particulier au niveau du piézomètre 1 qui reçoit l'influence de l'étang. En effet, si nous comparons les concentrations obtenues dans les eaux de nappe aux normes de qualité des eaux destinées à la consommation humaine (décret 89-3 du 3 janvier 1998, modifié le 10 avril 1990 et le 5 avril 1995) qui est de 50 µg/L pour l'arsenic, nous pouvons conclure que ces apports en As, bien que décelables, n'affectent que très peu la qualité des eaux de nappe. De plus, l'ensemble des concentrations en métaux obtenues dans les eaux de nappe, même pour les plus fortes concentrations en MES, sont toutes inférieures aux limites imposées pour la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (décret 89-3).

L'ensemble des résultats obtenus pour les eaux de nappe sont présentés sous forme de tableau dans l'Annexe 26.

IV.3.3. Conclusions sur la qualité des eaux de nappe

La qualité globale des eaux de la nappe phréatique située au dessous de l'étang du Rouillard semble avoir subi un impact suite à la mise en dépôt de MD dans l'étang : l'ammonium et le phosphore total sont présents en quantités notables dans l'eau de nappe. La présence d'ammonium, suite aux sens d'écoulement que nous avons déduits des niveaux piézométriques, serait attribuée à la mise en dépôt de matériaux de dragage. Quant aux apports de phosphore total, selon les sens d'écoulement déduits de ces niveaux

piézométriques, ils seraient dus à l'eau de Seine. Ceux-ci ne seraient donc pas attribuables à la mise en dépôt elle-même.

L'une des difficultés dans l'interprétation des résultats d'eau de nappe, est le manque de données référence avant mise en dépôt. En effet, les piézomètres ont été implantés en juillet 1999 et utilisables seulement après décantation des particules mises en suspension en raison du forage : il a donc fallu attendre un mois minimum avant de procéder aux premiers échantillonnages. Nous ne pouvons donc savoir si la qualité des eaux de nappe a considérablement évolué suite à la mise en dépôt puisque les dépôts ont débuté fin juin 1999. Nous pouvons cependant relever l'absence de tendance régulière à l'évolution de leur qualité pendant les trois années de pratique de mise en dépôt de MD.

IV.4. Synthèse de l'évolution de la qualité de l'étang du Rouillard

Au cours du suivi de la qualité des échantillons d'eau de surface en période de remplissage et en période de repos, nous avons constaté des apports significatifs en ammonium, phosphore total et carbone organique dissous. Ces apports découlent à la fois de la dilution des eaux interstitielles, lors du remblaiement de l'étang avec les MD, et du relargage par ces mêmes matériaux qui une fois re-sédimentés constituent le dépôt. Des nitrates sont également apportés lors de cette pratique. Ils proviendraient de l'eau de Seine utilisée lors du refoulement. Les concentrations en nitrates plus faibles observées dans l'étang par rapport à la Seine seraient dues à l'activité dénitrifiante des dépôts dans l'étang. Les mesures de chlorophylle a ont permis de mettre en évidence l'état eutrophe de la partie de l'étang remblayée par des MD.

Les **dépôts** de l'étang du Rouillard semblent être à l'origine de la production de NH_4^+ , de P_T et de COD en raison de l'activité de diagenèse et particulièrement de la dégradation de la MO particulaire qui a lieu au sein du dépôt. Cette production peut être transférée vers les eaux superficielles de l'étang. Nous avons également observé une accumulation des micropolluants organiques et métalliques dans les dépôts, limitant ainsi le relargage de ceux-ci vers les eaux superficielles ou de nappe.

La qualité globale des **eaux de la nappe phréatique** située à proximité de l'étang du Rouillard semble avoir subi un impact suite à la mise en dépôt de MD dans l'étang : l'ammonium et le phosphore total sont présents en quantités notables dans l'eau de nappe. Nous notons cependant l'absence de tendance régulière à l'évolution de la qualité de ces eaux de nappe pendant les trois années de pratique de mise en dépôt de MD.

Bibliographie

Aboukassim T. A. T. et Simoneit B. R. T. (1995), "Aliphatic and aromatic hydrocarbons in particulate fallout of Alexandria, Egypt : sources and implication", *Environmental Science and Technology*, **29**, (10), pp.2473-2483.

Bouloubassi I. et Saliot A. (1993), "Investigation of anthropogenic and natural organic inputs in estuarine sediments using hydrocarbon markers (NAH, LAB, PAH).", *Oceanologica Acta*, **16**, (2), pp.145-161.

Brion N. (1998), "Etude du processus de nitrification à l'échelle de grands réseaux hydrographiques anthropisés", Thèse de doctorat, Université libre de Bruxelles, Belgique, Bruxelles.

Carpentier S. (1998), "Validation d'une méthode d'analyse d'hydrocarbures d'origines urbaines (B.V.U.E du Marais, Paris)", DEA Sciences et Techniques de l'Environnement, Université ParisXII-Val de Marne, Paris, 44p.

Champiat D. et Larpent J. P. (1998), "Biologie des eaux , Méthodes et techniques", *Masson*, Paris, Milan, Barcelone, Mexico, 374p.

Chesterikoff A., Garban B., Ollivon D., Poulin M., Rofes G. et Billen G. (1993), "Dynamique des suspensions et des sédiments dans la Seine en aval de l'agglomération parisienne en régime permanent de basses eaux", Paris, Piren Seine, annual report, 38p.

Dave G. et Nilson E. (1999), "Sediment toxicity and contaminants in the Kattegat and Skagerrak", *Aquatic Ecosystem Health and Management*, **2**, pp.347-360.

Degrémont (1989), "Memento technique de l'eau", *Degremont*, Paris, 592p.

Dupont A. (1965), "Hydraulique Urbaine", *Eyrolles*, Paris, 574p.

Estèbe A. (1996), "Impact de l'agglomération parisienne et de ses rejets de temps de pluie sur les concentrations en métaux des matières en suspension et des sédiments en Seine en période estivale", Thèse de doctorat en Sciences et Techniques de l'Environnement, Université Paris XII - Val de Marne, Paris, 237 pp.

Evans K. M., Gill R. A. et Robotham P. W. J. (1990b), "The PAH and organic content of sediment particle size fractions", *Water, Air, and Soil Pollution*, **51**, pp.13-31.

Garnier J., Billen G. et Levassor A. (1998), "Chapitre 6. Réservoirs: fonctionnement et impacts écologiques", in 'La Seine en son Bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé', Elsevier, pp. 263-300.

Gaujous D. (1995), "La pollution des milieux aquatiques: aide mémoire", *Lavoisier*, Paris, 220p.

Gonzalez A., Garnaud S., Carpentier S., Moilleron R. et Thévenot D. (1999), "Significance of dissolved and particulate metal and hydrocarbon determinations in urban runoff samples" *International Conference on Urban Storm Drainage*, Sydney, Australia, **4**, pp 1816-1824.

Ho K. T., Burgess R. M., Pelletier M. C., Serbst J. R., Ryba S. A., Cantwell M. G., Kuhn A. et Raczelowski P. (2001), "An overview of toxicant identification in sediment and dredged materials.", *Marine Pollution Bulletin*, article sous presse, pp.8.

Hu W. F., Lo W., Chua H., Sin S. N. et Yu P. H. F. (2001), "Nutrient release and sediment oxygen demand in a eutrophic land locked embayment in Hong-Kong", *Environment International*, **26**, pp.369-375.

Kralik M. (1999), "A rapid procedure for environmental sampling and evaluation of polluted sediments", *Applied geochemistry*, **14**, pp. 807-816.

Lau S. S. S. (2000), "The significance of temporal variability in sediment quality for contamination assessment in a coastal wetland", *Water Research*, **34**, (2), pp.387-394.

- Lau S. S. S et Chu L. M. (1999), "Contaminant release from sediments in a coastal wetland", *Water Research*, **33**, (4), pp.909-918.
- Manahan S. E. (1994), "Environmental Chemistry", *Lewis*, Boca Raton, 6, 811p.
- Meybeck M., de Marsily G. et Fustec E. (1998), "La Seine en son bassin, Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé", *Elsevier*, Paris, 736p.
- Pourriot R. et Meybeck M. (1995), "Limnologie générale", *Masson*, Paris, collection d'écologie 956p.
- Recknagel F., Hosomi M., Fukushima T. et Kong D.S. (1995), "Short and long-term control of external and internal phosphorus loads in lakes - a scenario analysis", *Water Science and Technology*, **29**, (7), pp.1767-1779.
- Rocher V. (2000), "Identification des sources d'hydrocarbures en milieu urbain", DEA Sciences et Techniques de l'Environnement, Université ParisXII-Val de Marne, Paris, 47p.
- Rodier J., Bazin C., Broutin J.-P., Chambon P., Champsaur H. et Rodi L. (1996), "L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer", *Dunod*, Paris, 8° 1383p.
- Saulnier I. et Mucci A. (2000), "Trace metal remobilisation following the resuspension of estuarine sediments: Saguenay fjord, Canada.", *Applied Geochemistry*, **15**, pp.203-222.
- Schanen O. (1998), "Analyse et modélisation de l'impact hydrodynamique et biogéochimique des lacs de gravières sur la nappe alluviale du val de Seine", thèse de doctorat, Université Paris VI, Paris, 272p.
- Sigg L., Stumm W. et Behra P. (1992), "Chimie des milieux aquatiques. Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement", *Masson*, Paris, 391p.
- Stephens S. R., Alloway B. J., Parker A., Carter J. E. et Hodson M. E. (2001), "Changes in the leachability of metals from dredged canal sediments during drying and oxidation", *Environmental pollution*, **114**, pp.407-413.
- Stumm W. et Morgan J. J. (1981), "Aquatic chemistry, an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters", *Wiley Interscience*, New York, 748p.
- Tack F. M., Callewaert W. J. J. et Verloo M. G. (1996), "Metal solubility as a function of pH in a contaminated, dredged sediment affected by oxidation", *Environmental pollution*, **91**, (2), pp.199-208.
- Tack F. M., Singh S. P. et Verloo M. G. (1999), "Leaching behaviour of Cd, Cu, Pb, and Zn in surface soils derived from dredged sediments", *Environmental pollution*, **106**, pp.107-114.
- Van Den Berg G. A., Meijers G. G. A., Van Der Heijdt L. M. et Zwolsman J. G. (2001), "Dredging related mobilisation of trace metals: a case study in the Netherlands", *Water Research*, **35**, (8), pp.1979-1986.

Van Ryssen R., Alam M., Goeyens L. et Baeyens W. (1998), "The use of flux-corer experiments in the determination of heavy metal re-distribution in and of potential leaching from the sediments", *Water Science Technology*, **37**, (6-7), pp.283-290.

Walker W. J., McNutt R. P. et Maslanka C. K. (1999), "The potential contribution of urban runoff to surface sediments of the Passaic river: sources and chemical characteristics", *Chemosphere*, **38**, (2), pp.363-377.

V. Bilan de la mise en dépôt des matériaux de dragage dans l'étang du Rouillard

V.1. Méthodologie

V.1.1. Bilan entrée-sortie.

Afin d'évaluer l'impact de la pratique du dragage et en particulier de la mise en dépôt de MD dans l'étang du Rouillard, un bilan "entrée-sortie" à l'échelle du site a été établi sur les trois années d'étude. La première phase de ce travail a consisté à déterminer les variables qui seront utilisées dans nos différents calculs. Certains paramètres pour lesquels nous disposons de données mesurées quotidiennement peuvent être calculés avec une précision satisfaisante. D'autres, au contraire, feront l'objet d'estimations découlant de l'extrapolation de mesures ponctuelles. Ainsi, la Figure 72 est une représentation synoptique de la situation dans l'étang du Rouillard avant et après le remplissage.

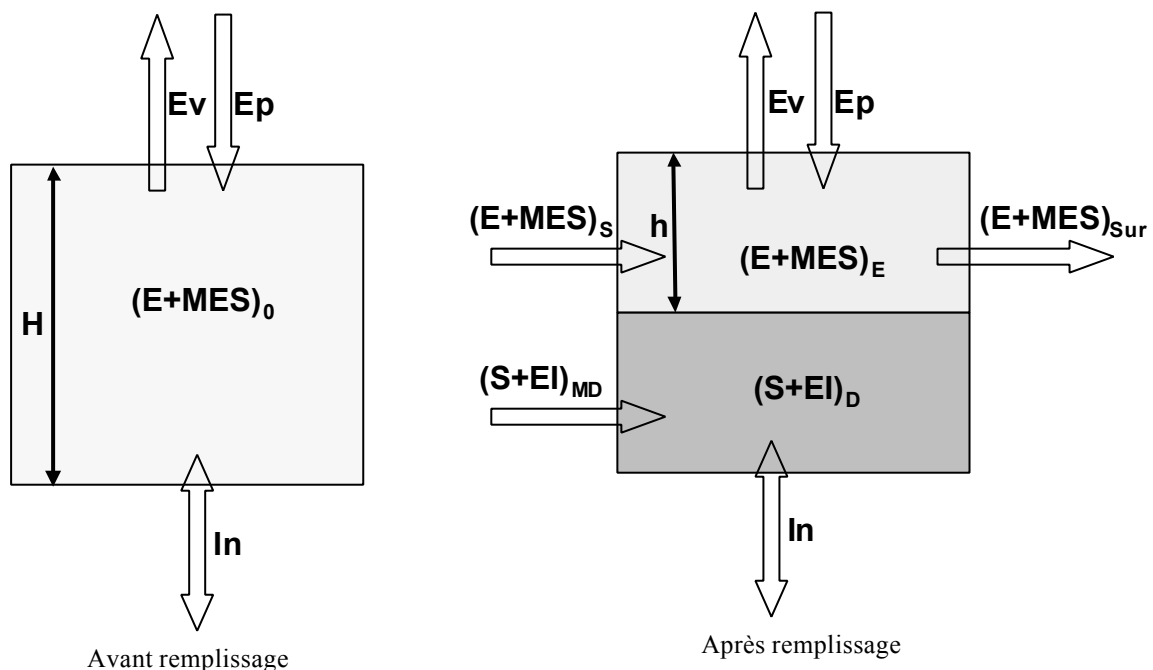


Figure 72 : Bilan des entrées et sorties à l'échelle du dépôt avant et après remplissage.

Avant remplissage, le cycle de l'eau au sein de l'étang se résume à trois termes : les précipitations (E_P), l'évaporation (E_V) et les échanges par infiltration avec la nappe et/ou avec la Seine (I_n). L'eau présente dans l'étang avant remplissage (E_0) est différenciée de l'eau présente dans l'étang lors du remplissage (E_E). A partir de la Figure 72, avant remplissage, le bilan hydrique se fonde sur l'équation de continuité et peut s'exprimer comme suit :

$$E_0 + E_P = E_0 \pm I_n + E_V$$

Lors du remplissage, nous considérerons la fraction solide des MD (S_{MD}) et leur teneur en eau (EI_{MD}). De la même façon, pour l'eau de Seine, nous considérons le volume d'eau (E_S) et les MES (MES_S). Dans l'étang, nous considérons l'eau de l'étang (E_E) et ses MES (MES_E) ainsi que les sédiments du dépôt avec leur fraction solide (S_D) et leurs eaux interstitielles (EI_D). Les précipitations (E_P) contribuent également aux entrées en eau. L'introduction des MD, lors du remblaiement, alimente la surverse ; les termes E_{sur} et MES_{sur} en découlent. Les pertes par

évaporation (E_V) ainsi que les échanges par infiltrations (I_n) interviennent dans le bilan hydrique. Le bilan hydrique, après remplissage, devient :

$$E_0 + EI_{MD} + E_S + E_P = E_E + EI_D + E_{Sur} + E_V \pm I_n$$

Pour les solides introduits, par application du principe de conservation de la matière, nous obtenons :

$$MES_0 + S_{MD} + MES_S = MES_E + S_D + MES_{Sur}$$

V.1.2. Définition des différents termes du bilan

S_{MD} (en kg) : la masse de MD introduits dans l'étang peut être calculée à partir des volumes déposés dans l'étang du Rouillard (V en m^3), de leur siccité (Si), de leur masse volumique (ρ_s en kg/m^3). Donc :

$$S_{MD} = V \cdot Si \cdot \rho_s$$

EI_{MD} (en m^3) : le volume d'eau interstitielle apporté par les MD est calculé connaissant V , le volume de MD en m^3 et Si leur siccité :

$$EI_{MD} = V \cdot (1 - Si)$$

E_S (en m^3) : l'eau de Seine, apportée par la dilution des MD, est *estimée* à partir des débits mesurés Q_S (en m^3/j) au niveau de la pompe située sur le refouleur lors de la campagne de 2000 et par extrapolation à l'ensemble des journées de remplissage (t en j) :

$$E_S = Q_S \cdot t$$

MES_S (en kg) : pour l'eau de Seine, cette masse est obtenue en effectuant le produit de sa concentration en MES ($[MES]_S$ en kg/m^3) par le volume E_S (m^3) :

$$MES_S = [MES]_S \cdot E_S$$

E_{Sur} (en m^3) : ce volume est *estimé* à partir des débits mesurés quotidiennement au niveau du rejet en Seine (Q_{Sur}) (en m^3/j), lors de la campagne 2000, et par extrapolation à l'ensemble des journées de remplissage :

$$E_{Sur} = Q_{Sur} \cdot t$$

MES_{Sur} (en kg) : pour la surverse, cette masse s'obtient en faisant le produit de sa concentration en MES ($[MES]_{Sur}$ en kg/m^3) par le volume E_{Sur} (m^3) :

$$MES_{Sur} = [MES]_{Sur} \cdot E_{Sur}$$

E_E (en m^3) : pour déterminer le volume d'eau dans l'étang du Rouillard, nous utilisons la hauteur d'eau moyenne *estimée* après remplissage (h en m) et sa surface *estimée* S (en m^2)

$$E_E = S \cdot h$$

MES_E (en kg) : pour l'étang, cette masse s'obtient en faisant le produit de sa concentration en MES ($[MES]_E$ en kg/m^3) par son volume d'eau E_E à la fin du remplissage (m^3) :

$$MES_E = [MES]_E \cdot E_E$$

S_D (en kg) : la masse de sédiments dans le dépôt peut être calculée par bouclage du bilan massique selon :

$$S_D = (S_{MD} + MES_S) - (MES_E + MES_{Sur})$$

EI_D (en m³) : le volume d'eau interstitielle dans le dépôt est calculé *en estimant* que le dépôt contient la même proportion d'eaux interstitielles que les MD introduits :

$$EI_D = EI_{MD} = V \cdot (1 - Si)$$

E_P (en m³) : les données météorologiques à la station météorologique de Chapet, située à 4 km de Verneuil-sur-Seine (78), fournies par Météo France, nous permettent de calculer les apports en eau dus aux précipitations à partir de la surface de l'étang (S en m²) et H_i (en m) la hauteur d'eau mensuelle cumulée sur la période juillet 1999- sept. 2001 :

$$E_P = S \cdot \sum_i H_i$$

E_V (en m³) : Pour obtenir cette donnée, nous avons appliqué au site du Rouillard le modèle développé par Vinçon-Leite et ses collaborateurs (Vinçon-Leite *et al.*, 1989)⁵, basé sur l'équation de Dalton. En effet, Dalton (1802) a établi une loi qui exprime le taux d'évaporation d'un plan d'eau en fonction du déficit de saturation de l'air (quantité d'eau e_s-e_a que l'air peut stocker) et de la vitesse du vent u. Cette loi est formulée selon la relation suivante :

$$E_V = f(u) \cdot (e_s - e_a)$$

Avec : E_V : taux d'évaporation (ou flux d'évaporation ou vitesse d'évaporation) en mm/s,

e_a : pression effective de vapeur d'eau dans l'air (kPa),

e_s : pression de vapeur d'eau à saturation à la température de la surface évaporante (kPa),

f(u) : effet de la vitesse du vent u en m³/s (avec f(u) = a + b u).

Les données, qui ont permis de développer ce calcul, proviennent d'un site situé à l'est de Paris à Marne-La-Vallée (77). Pour valider cette approche, nous avons recalculé à l'aide de ce modèle et des données de Marne-La-Vallée (77), la température de l'eau de surface de l'étang du Rouillard. Les différences observées sur la Figure 73 sont inférieures à 5 °C et principalement dues au fait que la température a été mesurée sur l'étang du Rouillard à 1 m de profondeur : la masse d'eau (1 m d'épaisseur) a exercé un effet tampon sur les températures qui ne correspondent pas exactement aux valeurs de surface (Tassin B, communication personnelle).

Ce modèle thermique appliqué à l'étang du Rouillard semblant satisfaisant, il paraît réaliste d'utiliser les données acquises à Marne-La-Vallée pour évaluer E_V. Le modèle fournit alors une valeur de 600 mm/an pour les 3 années de suivi.

⁵ Vinçon Leite B., Mouchel J-M., Tassin B. Modélisation de l'évolution thermique saisonnière du lac du Bourget (Savoie, France) *Revue des Sciences de l'Eau*, 2, pp 483-510.

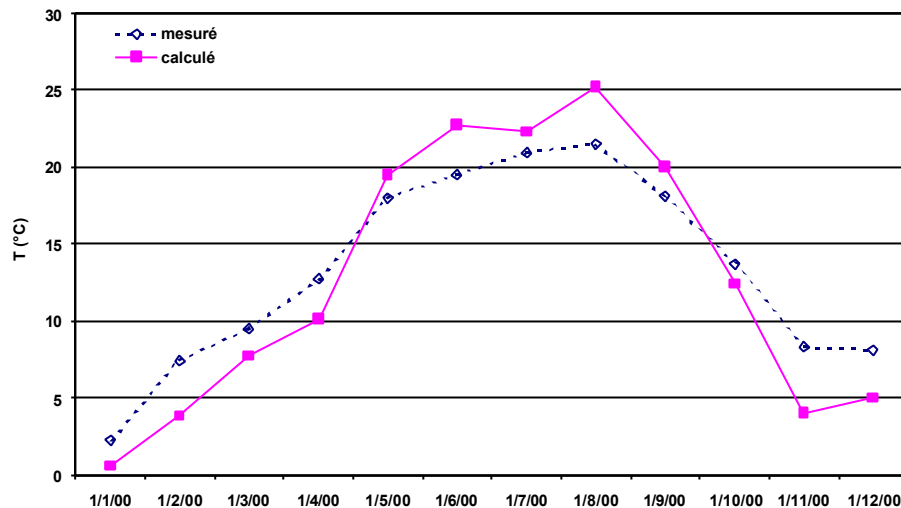


Figure 73 : Comparaison des températures de surface réelles (mesuré) et estimées par le modèle thermique appliqué à l'étang du Rouillard (calculé) en 2000.

E_V (en m^3) : ce volume d'eau a été calculé à partir de la surface de l'étang et d'une perte par évaporation estimée par le modèle (Vinçon-Leite *et al*, 1989) à 600 mm/an avec t (en années) la durée totale de suivi du site ($t = 2,25$ années) :

$$E_V = (0,6 \cdot t) \cdot S$$

I_n (m^3) : ce terme traduit l'ensemble des échanges par infiltration entre l'étang et la Seine et/ou l'étang et la nappe phréatique. Nous avons estimé l'infiltration de la Seine vers l'étang à 16000 m^3 sur la totalité de la période étudiée (cf. chapitre IV). Le volume infiltré entre l'étang et la nappe n'a pas été calculé en raison du manque de données précises concernant la localisation de la nappe par rapport à l'étang. Cependant, nous avons montré dans le chapitre IV que, globalement, les infiltrations avaient lieu de la nappe vers l'étang. Ce terme sera calculé par bouclage du bilan en eau :

$$I_n = [E_0 + EI_{MD} + E_S + E_p] - [E_E + EI_D + E_{Sur} + E_V]$$

V.2. Apports en matériaux de dragage et bilan hydrique

V.2.1. Matériaux de dragage

EMCC, qui a effectué les dragages d'entretien, a fourni l'ensemble des volumes dragués qui ont été mis en dépôt dans l'étang du Rouillard. Nous avons cumulé ces volumes par année. Ainsi, le volume total introduit dans l'étang du Rouillard en 1999 a été de 69 923 m^3 . La Figure 74 indique les volumes dragués puis introduits dans l'étang du Rouillard en 1999 ainsi que la catégorie VNF (voir chapitre I) à laquelle appartiennent les différents matériaux dragués (VNF1 ou VNF2).

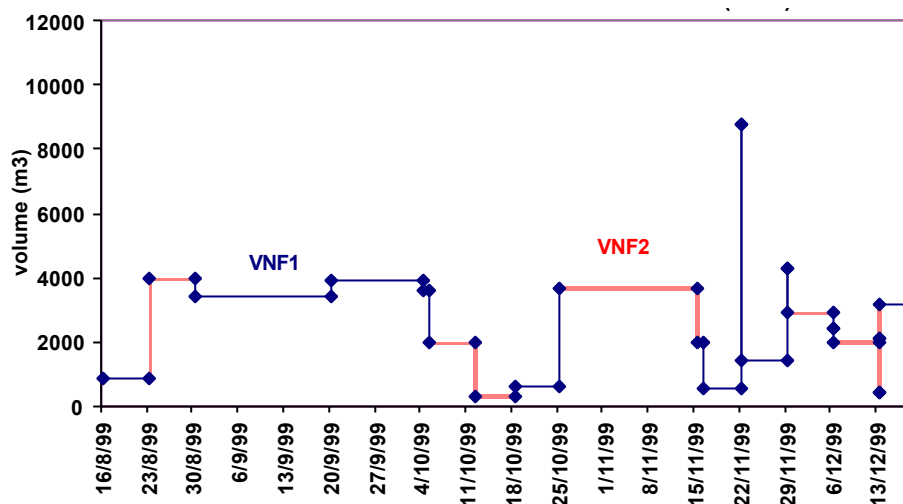


Figure 74 : Volumes dragués en 1999 puis introduits dans l'étang du Rouillard ; les parties foncées correspondent à des sédiments appartenant à la catégorie VNF1 et les parties plus claires correspondent à la catégorie VNF2.

Le volume total introduit dans l'étang du Rouillard en 2000 a été de 72 766 m³. La Figure 75 indique les volumes dragués puis introduits dans l'étang du Rouillard en 2000.

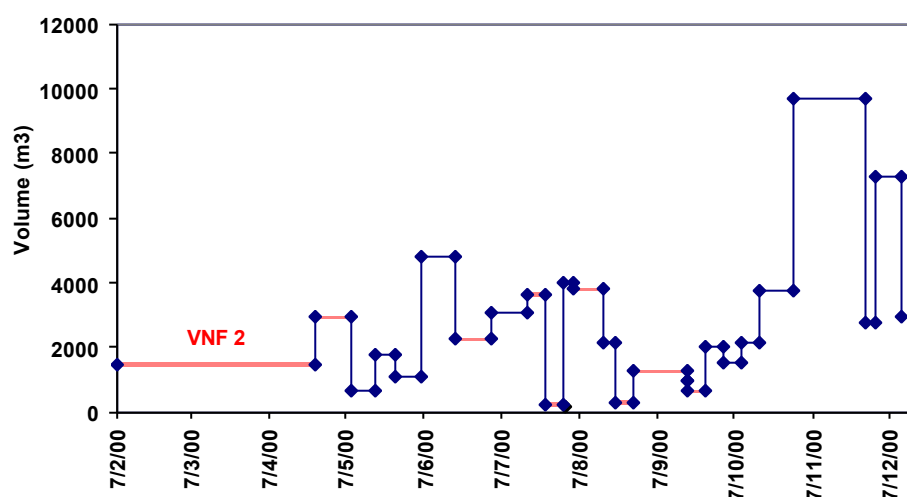


Figure 75 : Volumes dragués en 2000 puis introduits dans l'étang du Rouillard ; les parties foncées correspondent à des sédiments appartenant à la catégorie VNF1 et les parties plus claires correspondent à la catégorie VNF2.

Le volume total introduit dans l'étang du Rouillard en 2001 a été de 47 589 m³ (marché VNF, PAP et canaux de la Ville de Paris). La Figure 76 indique les volumes dragués puis introduits dans l'étang du Rouillard en 2001.

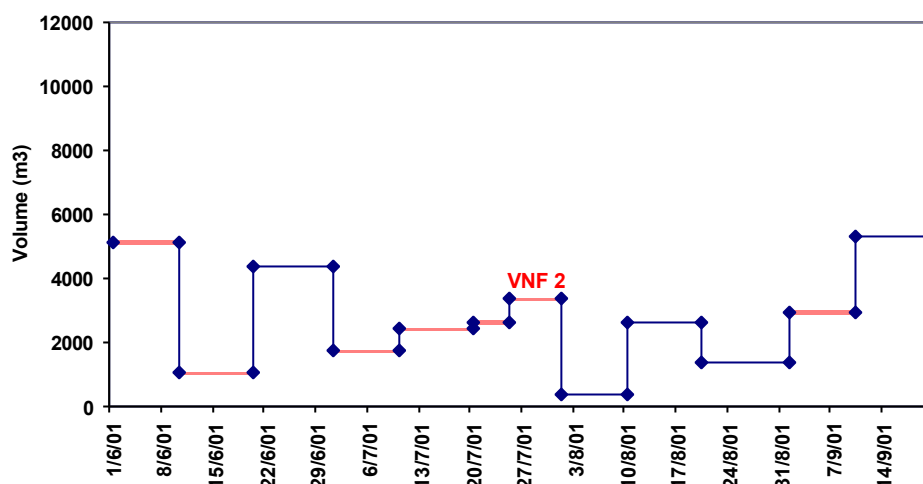


Figure 76 : Volumes dragués en 2001 puis introduits dans l'étang du Rouillard ; les parties foncées correspondent à des sédiments appartenant à la catégorie VNF1 et les parties plus claires correspondent à la catégorie VNF2.

Les volumes de matériaux introduits dans l'étang du Rouillard ont été respectivement de 69 923, 72 766 et 47 589 m³ pour 1999, 2000 et 2001. Le volume total (V) de MD introduits dans l'étang du Rouillard est donc de **190 278 m³**, ce qui correspond bien aux prévisions de départ selon lesquelles l'étang devait recevoir 200 000 m³ de MD.

L'analyse des sédiments avant dragage (cf. *Quality of dredged material in the river Seine basin (France). I. Physico-chemical properties* dans le chapitre II) fournit les paramètres moyens suivants : $\rho = 1500 \text{ kg/m}^3$, et $Si = 0,53$. Ainsi $S_{MD} = 151\,000 \text{ t}$ de matières sèches provenant des MD ont été déposées dans l'étang Rouillard.

Pour les MES, nous avons utilisé les valeurs moyennes des concentrations en MES obtenues au cours des campagnes d'échantillonnage : $[MES_S] = 29 \text{ mg/L}$, $[MES_E] = 20 \text{ mg/L}$ et $[MES_{Sur}] = 35 \text{ mg/L}$.

Les débits d'entrée d'eau de Seine (Q_S) et de sortie au niveau de la surverse (Q_{Sur}) utilisés pour les calculs sont des valeurs moyennes obtenues sur la durée du remplissage entre le 01/08/1999 et le 18/01/2001 : $Q_S = 6\,104 \text{ m}^3/\text{j}$ et $Q_{Sur} = 6\,680 \text{ m}^3/\text{j}$.

L'ensemble des masses de matière obtenues est présenté dans la Figure 77.

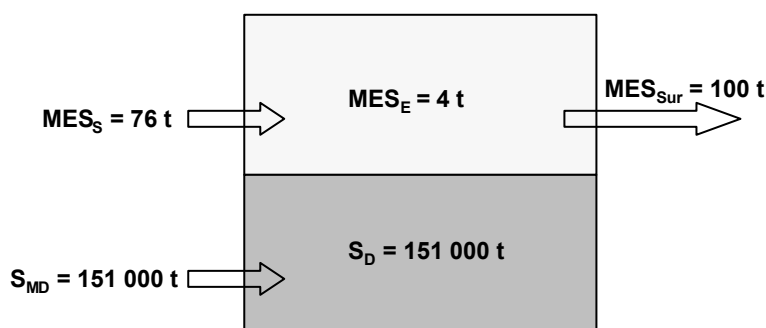


Figure 77 : Bilan massique (en t) à l'échelle l'étang du Rouillard pendant les 3 années de dépôt.

D'après le bilan de la Figure 77, il apparaît que la quasi-totalité des MD déposés dans le site y reste. En effet, la masse de MES du rejet (MES_{Sur}), qui retourne en Seine, comprend à la fois des MES de l'eau de Seine et des particules des MD remises en suspension lors de la dilution

et de la mise en dépôt. La masse attribuée exclusivement aux MD correspondrait donc à $100 \cdot 76 = 24$ t. Ainsi le pourcentage de MD (ΔMD) retournant vers la Seine est de l'ordre de 0,016 %.

$$\Delta MD(\%) = 100 \cdot \frac{MES_{Sur} - MES_S}{S_{MD}}$$

Si nous considérons que la totalité de la matière rejetée dans l'eau de surverse est constituée de MD, le pourcentage de MD retournant vers la Seine reste faible : 0,066%.

Dans le cadre de la loi sur l'eau 92-3 du 3 janvier 1992, l'étang du Rouillard est soumis à déclaration. A ce titre, il est soumis au décret n° 93-743 du 29 mars 1993 modifié relatif à la nomenclature des opérations soumises à autorisation ou à déclaration en application de l'article 10 de la loi sur l'eau 92-3 (JO du 30 mars 1993). Ce décret indique que les matières en suspension du rejet dans des eaux superficielles doivent être comprises entre 20 et 90 kg/j pour une opération soumise à déclaration. Si nous prenons comme concentration la moyenne des MES_{Sur} (35 mg/L) et un débit en période de remplissage de 6 680 m³/j, nous obtenons 234 kg/j de MES rejetées dans la Seine. En période de remplissage, les concentrations en MES dans les rejets ont donc été dépassées pour que l'opération soit soumise à déclaration. Ces valeurs correspondraient plutôt à une opération soumise à autorisation. L'ajout d'un bassin de décantation des eaux de surverse avant leur rejet en Seine constituerait une possibilité pour palier ce problème.

V.2.2. Bilan hydrique

Les entrées et sorties en eau de l'étang ont été contrôlées : un débitmètre était associé à la pompe apportant l'eau de Seine nécessaire à la remise en suspension des MD (mesure de Q_S), et un débitmètre était placé au niveau du rejet en Seine (mesure de Q_{Sur}). Cependant, ces 2 systèmes n'ont fonctionné simultanément que sur une courte période (du 1/8/2000 au 1/10/2000) (Figure 78).

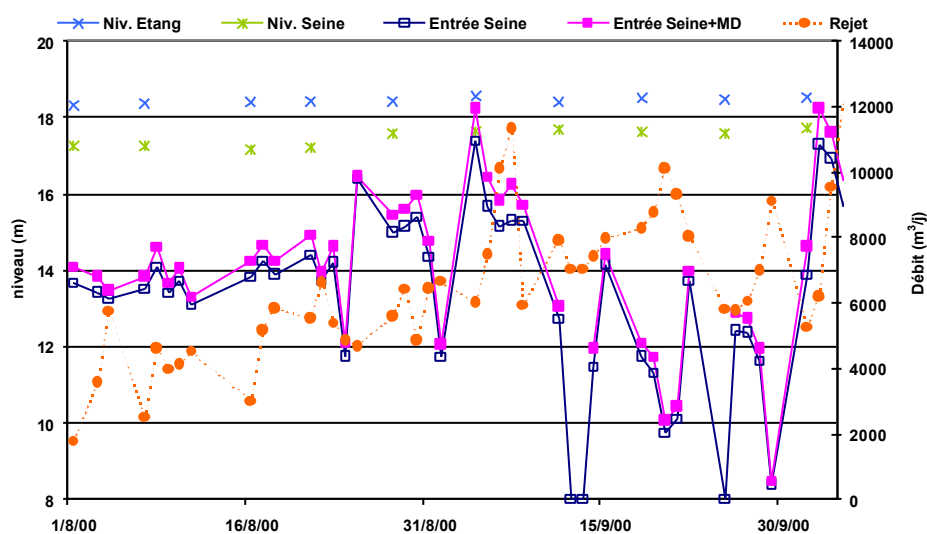


Figure 78 : Débit journalier d'eau de Seine entrant dans l'étang du Rouillard lors de la mise en dépôt (Entrée Seine), débit du mélange eau de Seine-MD entrant dans l'étang (Entrée Seine + MD), débit d'eau rejetée en Seine (Rejet), et niveaux de l'étang (Niv. Etang) et de la Seine (Niv. Seine).

Remarque : sur la Figure 78, les débits d'eau de Seine entrants ont été incrémentés des volumes de MD apportés dans le même temps. En effet, les équipes de EMCC ont relevé chaque jour le nombre de barges vidées et nous avons estimé que chaque barge contenait 100 m³ de MD. Nous pouvons constater que les volumes d'eau de Seine entrants sont très peu différents des volumes du mélange eau de Seine-MD. Nous avons en effet pu calculer qu'en moyenne (effectuée sur 107 jours de remplissage entre le 1/8/1999 et le 18/1/2001), les MD étaient dilués 11 fois avec de l'eau de Seine lors de leur mise en dépôt.

Comme nous l'avons précédemment indiqué, nous extrapolerons ces résultats à la totalité de la durée des travaux de remblaiement. La durée de remblaiement (*t* en jours) a été estimée à partir d'une activité de 5 jours par semaine durant les périodes de remplissage. La durée d'exploitation du site - de juillet 1999, date des premiers remblais, à septembre 2001, date des derniers remblais -, représente 20 mois ou 429 jours. Fort de ces considérations, ces trois paramètres sont estimés : *t* = 429 j, *Q_S* = 6 100 m³/j et *Q_{Sur}* = 6 700 m³/j, soit *E_S* = 2 600 000 m³ et *E_{Sur}* = 2 900 000 m³.

Nous remarquons sur la Figure 78 que les volumes rejetés en Seine sont tantôt régulièrement inférieurs aux volumes entrants (de début août à mi-septembre 2000), tantôt régulièrement supérieurs. Nous pourrions supposer que les pertes de volume observées avant mi-septembre entre l'entrée et la sortie de l'étang n'ont plus lieu à partir de cette date. Il ne s'agit pas d'une variation des niveaux entre la Seine et l'étang puisque ceux-ci restent constants. Il pourrait s'agir d'une augmentation du niveau de la nappe qui viendrait alimenter l'étang (nous observons en effet une augmentation du niveau de la nappe à partir du mois de septembre 2000 (cf. chapitre IV, niveaux piézométriques). Les échanges avec la nappe seraient donc réels.

L'équation du bilan hydrique permet d'estimer le volume des infiltrations *In* :

$$In = [E_0 + EI_{MD} + E_S + E_p] - [E_E + EI_D + E_{Sur} + E_V]$$

Si nous prenons *E₀* = *S* . *H* avec *S* = 90 000 m² et *H* = 4 m, profondeur moyenne de l'étang au cours du remplissage, le calcul conduit à une valeur négative : *In* = - 19 900 m³. Cette valeur négative indique que le sens global des infiltrations a lieu en direction de l'étang. L'observation des niveaux piézométriques (Chapitre IV) confirme cette prédominance des apports par la Seine : en effet, nous pouvons remarquer que les niveaux piézométriques (Piézomètres 1, 2 et 3, voir chapitre IV) suivent les fluctuations du niveau de la Seine.

Les infiltrations vers l'étang confirment les conclusions obtenues dans le chapitre IV : sur les trois années de remplissage du Rouillard, les infiltrations ont alimenté l'étang.

Nous constatons, à l'issue de ces calculs, que les apports par précipitations (*E_p*) et les pertes par évaporation (*E_V*) sont du même ordre de grandeur et se compensent. Elles n'ont donc pas un grand rôle de dilution et/ou de concentration à jouer dans nos bilans de nutriments ou micropolluants.

Un récapitulatif des différents volumes d'eau entrants et sortants de l'étang du Rouillard est présenté dans la Figure 79.

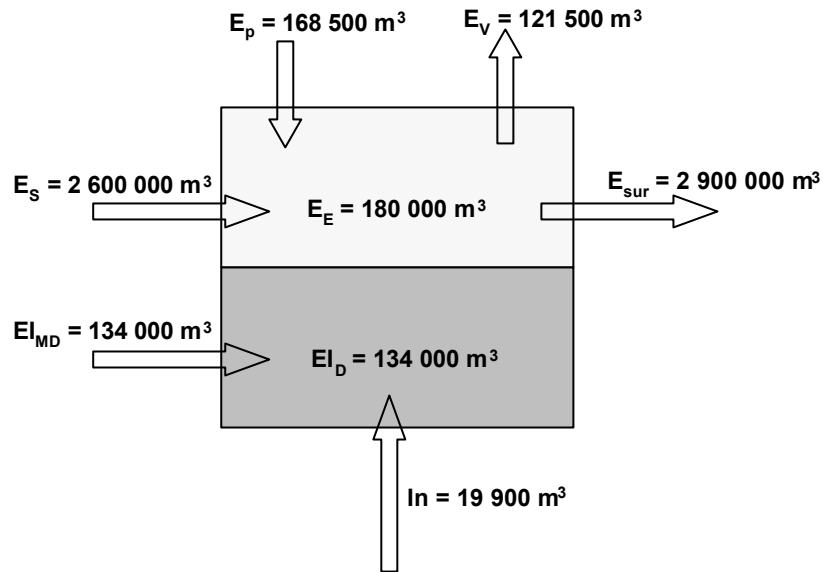


Figure 79 : Bilan hydrique (en m³) à l'échelle du Rouillard pendant les 3 années de dépôt.

V.2.3. Incertitudes sur les termes du bilan

Chacun des termes présenté en V.1.2 est assorti d'une incertitude. L'incertitude pour le paramètre A (sachant que $A = f(x_i)$) est donnée par :

$$\Delta A = \sum_i \left| \frac{\partial A}{\partial x_i} \cdot \Delta x_i \right|$$

De façon plus simplifiée, les incertitudes ont été calculées à partir de la méthode dite des «petites variations»

- Pour une produit $A = B \cdot C$, alors, l'incertitude absolue sur A (ΔA) est donnée par :

$$\frac{\Delta A}{A} = \frac{\Delta B}{B} + \frac{\Delta C}{C}$$

- Pour une somme $A = B + C$, l'incertitude absolue sur A (ΔA) est donnée par :

$$\Delta A = \Delta B + \Delta C$$

Ainsi, si $S_{MD} = V \cdot \rho_s$, alors l'incertitude sur la masse des MD introduits dans l'étang porte sur :

- L'évaluation du volume de MD (V) qui est précise à $\pm 1 \text{ m}^3$ par barge (source EMCC). Sur les $190\,278 \text{ m}^3$ dragués, si une barge correspond à 100 m^3 , alors $\Delta V = (190\,278/100)$. 1 donc $\Delta V = 1900 \text{ m}^3$.

- Le terme de siccité (**Si**) appliqué à l'ensemble des matériaux correspond à une moyenne effectuée sur 64 échantillons et l'écart type obtenu pour ce paramètre est de 0,167. Nous admettons que l'écart type correspond à l'incertitude sur ce paramètre, donc $\Delta S_i = 0,167$.
- Le terme de masse volumique (ρ_s) appliqué à l'ensemble des matériaux correspond à une moyenne effectuée sur 46 échantillons et l'écart type obtenu pour ce paramètre est de 200 kg/m³. Nous prendrons donc $\Delta \rho_s = 200 \text{ kg/m}^3$.

$$\Delta S_{MD} = (V \cdot Si \cdot \Delta \rho_s) + (V \cdot \rho_s \cdot \Delta Si) + (Si \cdot \rho_s \cdot \Delta V)$$

$$\Delta S_{MD} = 70 \cdot 10^3 \text{ t}$$

Si $E_{MD} = V \cdot (1 - Si)$, alors, l'incertitude sur le volume d'eaux interstitielles des MD introduits dans l'étang porte sur le volume de MD (V) ($\Delta V = 1900 \text{ m}^3$), et la siccité (**Si**) ($\Delta S_i = 0,167$), donc :

$$\Delta E_{MD} = V \cdot \Delta S_i + (1 - Si) \Delta V$$

$$\Delta E_{MD} = 33 \cdot 10^3 \text{ m}^3$$

Si $E_s = Q_s \cdot t$, l'incertitude sur le volume d'eau de Seine entrant porte sur :

- Les volumes d'eau de Seine entrant chaque jour dans l'étang du Rouillard lors du pompage des MD (Q_s) qui a été mesuré sur 53 jours et dont l'écart type est de 2555 m³/j. Nous prendrons donc $\Delta Q_s = 2555 \text{ m}^3/\text{j}$.
- Le nombre de jours (**t**) a été estimé à partir du nombre de jours ouvrés lors des périodes de remplissage. Nous estimons que nous avons pu effectuer une erreur de ± 1 jour par mois. Sur les 20 mois considérés, nous avons donc $\Delta t = 20 \text{ jours}$.

$$\Delta E_s = Q_s \cdot \Delta t + t \Delta Q_s$$

$$\Delta E_s = 1,2 \cdot 10^6 \text{ m}^3$$

Si $MES_s = [MES]_s \cdot E_s$, alors, l'incertitude sur la masse de MES apportée à l'étang par l'eau de Seine porte sur :

- L'évaluation des concentrations en MES dans l'eau de Seine $[MES]_s$ a été effectuée à partir de la moyenne des MES mesurées chaque mois pour l'eau de Seine. L'écart type est de 0,027 kg/m³. Nous prendrons donc $\Delta [MES]_s = 0,027 \text{ kg/m}^3$.
- L'évaluation du volume E_s comporte une incertitude décrite plus haut : $\Delta E_s = 1,2 \cdot 10^6 \text{ m}^3$

$$\Delta MES_s = [MES]_s \cdot \Delta E_s + E_s \cdot \Delta [MES]_s$$

$$\Delta MES_s = 105,4 \text{ t}$$

Si $E_{sur} = Q_{sur} \cdot t$, alors, l'incertitude sur le volume d'eau de surverse porte sur :

- Les volumes d'eau de surverse sortant chaque jour de l'étang du Rouillard (Q_{sur}) qui a été mesuré sur 53 jours et dont l'écart type est de 2888 m³/j. Nous prendrons donc $\Delta Q_{sur} = 2888 \text{ m}^3/\text{j}$.
- L'évaluation du nombre de jours (**t**) : $\Delta t = 20 \text{ jours}$ (voir plus haut).

$$\Delta E_{\text{Sur}} = Q_{\text{Sur}} \cdot \Delta t + t \Delta Q_{\text{Sur}}$$

$$\Delta E_{\text{Sur}} = 1,4 \cdot 10^6 \text{ m}^3$$

Si $\text{MES}_{\text{Sur}} = [\text{MES}]_{\text{Sur}} \cdot E_{\text{Sur}}$, alors l'incertitude sur la masse de MES sortant de l'étang via la surverse porte sur :

- L'évaluation des concentrations en MES dans l'eau de surverse de l'étang du Rouillard $[\text{MES}]_{\text{Sur}}$ a été effectuée à partir de la moyenne des MES mesurées chaque mois pour l'eau de surverse. L'écart type est de $0,019 \text{ kg/m}^3$. Nous prendrons donc $\Delta[\text{MES}]_s = 0,019 \text{ kg/m}^3$.
- L'évaluation du volume E_{Sur} comporte une incertitude décrite plus haut : $\Delta E_{\text{Sur}} = 1,4 \cdot 10^6 \text{ m}^3$

$$\Delta \text{MES}_{\text{Sur}} = [\text{MES}]_{\text{Sur}} \cdot \Delta E_{\text{Sur}} + E_{\text{Sur}} \cdot \Delta[\text{MES}]_{\text{Sur}}$$

$$\Delta \text{MES}_{\text{Sur}} = 103,4 \text{ t}$$

Si $E_E = S \cdot h$, alors, l'incertitude sur le volume d'eau dans l'étang porte sur :

- L'évaluation de la hauteur d'eau après remplissage (**h**) dont l'incertitude est évaluée à $\pm 50 \text{ cm}$ (source EMCC), donc $\Delta h = 0,5 \text{ m}$
- L'évaluation de la surface (**S**) mesurée sur un plan topographique à l'échelle 1/2000^e dont l'incertitude est évaluée à 600 m^2 si on considère que l'erreur sur la mesure sur le plan est de $0,05 \text{ cm}$. Nous prendrons donc $\Delta S = 600 \text{ m}^2$.

$$\Delta E_E = S \cdot \Delta h + h \cdot \Delta S$$

$$\Delta E_E = 46 \text{ 200 m}^3$$

Si $\text{MES}_E = [\text{MES}]_E \cdot E_E$, alors, l'incertitude sur la masse de MES présente dans l'eau de l'étang porte sur :

- L'évaluation de la concentration en MES dans l'étang ($[\text{MES}]_E$) a été effectuée à partir de la moyenne des MES mesurées chaque mois pour l'eau de l'étang. L'écart type est de $0,013 \text{ kg/m}^3$. Nous prendrons donc $\Delta[\text{MES}]_E = 0,013 \text{ kg/m}^3$.
- L'évaluation du volume d'eau dans l'étang (E_E) comporte une incertitude décrite plus haut. $\Delta E_E = 45 \text{ 000 m}^3$.

$$\Delta \text{MES}_E = [\text{MES}]_E \cdot \Delta E_E + E_E \cdot \Delta[\text{MES}]_E$$

$$\Delta \text{MES}_E = 3,2 \text{ t}$$

Si $S_D = (S_{\text{MD}} + \text{MES}_S) - (\text{MES}_E + \text{MES}_{\text{Sur}})$, l'incertitude sur la masse de sédiment dans le dépôt porte sur l'évaluation de S_{MD} , MES_S , MES_E , et MES_{Sur} que nous avons développé plus haut.

$$\Delta S_D = \Delta S_{\text{MD}} + \Delta \text{MES}_S + \Delta \text{MES}_E + \Delta \text{MES}_{\text{Sur}}$$

$$\Delta S_D = 70 \text{ 200 t}$$

Si $E_{ID} = E_{IMD}$, l'incertitude sur le volume d'EI dans les sédiments du dépôt $\Delta E_{ID} = \Delta E_{IMD} = 33 \cdot 10^3 \text{ m}^3$.

Si $E_P = S \cdot \sum H_i$, l'incertitude sur le volume d'eau de précipitations porte sur:

- L'évaluation de la surface de l'étang (S) qui est évaluée à $\Delta S = 600 \text{ m}^2$ (cf plus haut),
- L'évaluation de la hauteur d'eau cumulée (H_i) qui est calculée en additionnant les hauteurs d'eau cumulées sur 27 mois (juillet 99 à sept 2001). Chaque mois, l'incertitude sur la mesure est de 0,2 mm (source météo France), donc sur les 27 mois, l'incertitude est de 5,4 mm. Nous prendrons donc $\Delta H_i = 5,4 \cdot 10^{-3} \text{ m}$

$$\Delta E_P = S \cdot \Delta H_i + H_i \cdot \Delta S$$

$$\Delta E_P = 1\,610 \text{ m}^3$$

Si $E_V = (0,6 \cdot t) \cdot S$, alors l'incertitude sur le volume évaporé porte sur :

- L'évaluation de la surface de l'étang (S) qui est évaluée à $\Delta S = 600 \text{ m}^2$ (cf plus haut),
- L'évaluation de l'évaporation estimée à 0,6 m/an par le modèle utilisé dont l'incertitude est évaluée à $\Delta e_V = 0,1 \text{ m/an}$.
- L'évaluation de la durée totale du suivi en nombre d'années (t) a été calculée en comptant le nombre de jours entre le 01/07/1999 et le 30/06/2001. Ce calcul est juste, il n'apporte pas d'incertitude dans le calcul de E_V .

$$\Delta E_V = e_V \cdot t \cdot \Delta S + t \cdot S \cdot \Delta e_V$$

$$\Delta E_V = 21\,000 \text{ m}^3$$

Si $In = [E_0 + E_{IMD} + E_S + E_P] - [E_E + E_{ID} + E_{Sur} + E_V]$, alors l'incertitude sur les volumes d'infiltration porte sur l'évaluation de E_0 , E_{IMD} , E_S , E_P , E_E , E_{ID} , E_{Sur} , et E_V que nous avons développé plus haut.

$$\Delta In = \Delta E_0 + \Delta E_{IMD} + \Delta E_S + \Delta E_P + \Delta E_E + \Delta E_{ID} + \Delta E_{Sur} + \Delta E_V$$

$$\Delta In = 210 \%$$

Ce calcul ayant été réalisé à partir de tous les calculs de volumes précédents, il cumule les incertitudes de chaque paramètre utilisé. Ce calcul théorique d'incertitude semble largement surestimer l'erreur produite sur In. En effet, nous avons calculé dans le chapitre IV par la loi de Darcy un volume échangé de la Seine vers l'étang de $16\,000 \text{ m}^3$. Cette valeur est proche de celle que nous avons obtenu par le calcul $In = 19\,900 \text{ m}^3$.

V.2.4. Tableau récapitulatif

Les incertitudes résumées dans le Tableau 23 confirment les précautions à prendre lors de la manipulation des chiffres qui sont calculés dans ce chapitre. Les bilans sont effectivement à considérer comme indicatifs. Il se dégage néanmoins des tendances au niveau des transferts de pollution au sein du site de dépôt.

Tableau 23 : Récapitulatif des différentes masses (t) et volumes (m³) mis en jeu dans les transferts de pollution dans l'étang du Rouillard.

Paramètre	Valeur	Incertitude absolue	Incertitude relative
S _{MD}	151 000 t	70 000 t	46 %
EI _{MD}	134 000 m ³	32 700 m ³	24 %
E _S	2 600 000 m ³	1 200 000 m ³	46 %
MES _S	76 t	105 t	139 %
E _{Sur}	2 900 000 m ³	1 400 000 m ³	48 %
MES _{Sur}	100 t	103 t	103 %
E _E	180 000 m ³	46 000 m ³	25 %
MES _E	3,6 t	3,2 t	90 %
S _D	151 000 t	70 000 t	46 %
EI _D	134 000 m ³	32 700 m ³	24 %
E _p	168 500 m ³	1 600 m ³	0,9 %
E _v	121 500 m ³	21 000 m ³	17 %

V.3. Bilan en polluants, MO et nutriments

Pour chaque type d'apport, nous avons calculé la masse en tonnes de polluant, MO ou nutriment. Pour ce faire, nous avons multiplié les concentrations en différents polluants dans les différents compartiments considérés par la masse évaluée au début de ce chapitre (V.2.1). La plupart de ces masses ont été calculées à partir de concentrations médianes (d50), premiers déciles (d10) et derniers déciles (d90). Dans les cas où les concentrations en polluants étaient inférieures aux limites de détection, nous avons noté «LD» les masses correspondantes.

Aux vues des incertitudes que nous avons calculées pour l'évaluation des masses et volumes mis en jeu (V.2.1), les calculs suivants de masses de polluants transitant dans les différents compartiments du site de dépôt durant les 3 années d'activité ont été réalisés afin d'établir des ordres de grandeur.

Remarque : nous n'avons pas tenu compte des volumes de précipitations (E_p) et des volumes évaporés (E_v) car nous avons considéré que ceux-ci se compensaient et n'entraient ainsi pas dans les bilans.

V.3.1. Apport dû aux MD introduits

Les teneurs en polluants utilisées pour effectuer les estimations de flux de polluants et MO apportés dans l'étang par les MD sont issues des analyses statistiques des résultats d'analyse d'échantillons de sédiments des campagnes réalisées avant les dragages (cf. articles *Quality of dredged material in the river Seine basin (France) I. Physico-chemical properties* et *II. Micropollutants* dans le Chapitre II). Les estimations de flux de carbone organique et micropolluants sont données dans le Tableau 24.

$$F = [P] \cdot S_{MD} \cdot 10^{-6}$$

- Le flux (F) est exprimé en tonnes/ 3 ans d'activité,
- La teneur en polluants ([P]) est exprimée en mg/kg.ms,
- La masse de MD introduite dans l'étang (S_{MD}) est exprimée en kg/ 3 ans d'activité,

Tableau 24 : Masses de polluants et de carbone organique total (t) apportées à l'étang du Rouillard par les MD pendant les 3 années de mise en dépôt.

	COT	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Al	Fe	Mn	HC _t	HAP	HC _{Ali}	PCB
d10	2420	<0,8	<0,1	1,5	<0,8	<0,02	0,5	3,5	12,1	345	811	2,8	3,2	0,5	<0,3	<0,001
d50	5597	<0,8	0,1	4,8	4,8	0,07	2,6	7,9	28,6	923	2284	7,6	29,3	1,0	2,0	0,005
d90	8925	1,7	0,3	9,3	18,2	0,46	3,6	23,1	57,8	4860	5522	72,5	120,1	3,1	8,2	0,2

Pour les matières azotées, celles-ci n'ayant pas été mesurés sur les échantillons prélevés avant dragage, nous avons utilisé les concentrations obtenues lors des prélèvements trimestriels effectués dans les barges aux abords du site du Rouillard (Tableau 25). Ces valeurs donnent bien entendu un ordre de grandeur. En effet, comme nous l'avons expliqué précédemment, les échantillons prélevés dans les barges étaient sélectionnés de manière aléatoire et ne sont donc en aucun cas représentatifs de la qualité moyenne des MD.

Tableau 25 : Estimation des masses de composés azotés (t) apportés à l'étang du Rouillard par les MD pendant les 3 années de mise en dépôt.

	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	NTK
d10	<0,4	<0,4	11,3	0,1
d50	<0,4	<0,4	28,9	0,4
d90	<0,4	0,5	51,3	0,6

V.3.2. Apport dû aux eaux interstitielles des MD

Nous avons utilisé les concentrations des eaux interstitielles des campagnes réalisées avant dragage (cf. articles *Quality of dredged material in the river Seine basin (France) I. Physico-chemical properties* et *II. Micropollutants* dans le Chapitre II) pour calculer les masses de polluants apportées par les eaux interstitielles (Tableau 26).

$$F = [P] \cdot EI_{MD} \cdot 10^{-6}$$

- Le flux (F) est exprimé en tonnes/ 3 ans d'activité,
- La concentration en polluants ([P]) est exprimée en mg/L,
- Les volumes d'eaux interstitielles dans les MD (EI_{MD}) sont exprimés en m³/ 3 ans d'activité,

Tableau 26 : Masses de nutriments et matière organique (t) apportés par les eaux interstitielles des MD dans l'étang du Rouillard MD pendant les 3 années de mise en dépôt.

	COT	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	NTK	P
d10	2,95	<0,09	0,004	0,25	0,23	0,05
d50	4,83	0,13	0,011	3,96	3,85	0,11
d90	15,56	0,93	0,038	12,88	10,64	0,14

Les eaux interstitielles ne présentent pas de concentrations en polluants remarquables (Tableau 27) : la quasi-totalité des MD prélevés avant dragage présentaient des concentrations dans les eaux interstitielles inférieures aux limites de détection (cf. Chapitre II).

Tableau 27 : Masses de polluants (t) apportés par les eaux interstitielles des MD dans l'étang du Rouillard pendant les 3 années de mise en dépôt.

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
d10	<0,0004	<0,0002	<0,0008	<0,0008	<0,00004	<0,0008	<0,0008	<0,0008
d50	<0,0004	<0,0002	<0,0008	<0,0008	<0,00004	<0,0008	<0,0008	0,003
d90	0,001	<0,0002	<0,0008	0,002	0,0001	0,02	<0,0008	0,004

	Al	Fe	Mn	HC _{tot}	HAP	HC _{Ali}
d10	<0,0008	0,02	0,03	<0,004	<0,000001	<0,002
d50	<0,0008	0,03	0,07	<0,004	<0,000001	<0,002
d90	0,002	0,09	0,50	0,02	0,00003	0,004

V.3.3. Apport dû à l'eau de Seine utilisée pour la dilution des MD

Les concentrations en polluants utilisées pour les calculs de flux sont celles qui ont été obtenues pour l'eau de Seine lors des campagnes mensuelles d'échantillonnage à proximité de l'étang du Rouillard (Tableau 28).

$$F = [P] \cdot E_s \cdot 10^{-6}$$

- Le flux (F) est exprimé en tonnes/ 3 ans d'activité,
- La concentration en polluants ([P]) est exprimée en mg/L,
- Le volume d'eau de Seine apporté (E_s) est exprimé en m³/ 3 ans d'activité.

Tableau 28 : Masses de carbone organique, nutriments et polluants (t) apportés par l'eau de Seine introduite dans l'étang du Rouillard suite à la remise en suspension des MD pendant les 3 années de mise en dépôt.

	COT	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	NTK	P
d10	8,9	45,8	0,5	1,8	3,4	<0,2
d50	10,5	57,6	1,0	3,7	5,8	0,5
d90	12,0	67,6	2,1	8,6	10,7	1,3

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	HC _{tot}	HAP	HC _{Ali}
d10	<0,01	<0,005	<0,02	<0,02	<0,001	<0,02	<0,02	<0,02	0,034	<0,00002	<0,0005
d50	<0,01	<0,005	<0,02	<0,02	<0,001	<0,02	<0,02	0,04	0,052	<0,00002	0,001
d90	<0,01	<0,005	<0,02	0,05	<0,001	0,03	0,07	0,13	0,058	0,0004	0,004

V.3.4. Eau de l'étang

Les concentrations en polluants utilisées pour les calculs de masses sont celles qui ont été obtenues pour l'eau du milieu de l'étang lors des campagnes mensuelles d'échantillonnage sur l'étang du Rouillard (Tableau 29).

$$M = [P] \cdot E_E \cdot 10^{-6}$$

- La masse (M) est exprimée en tonnes dans l'étang,
- La concentration en polluants ([P]) est exprimée en mg/L,
- Volume de l'étang E_E = 180 000 m³.

Tableau 31 : Masses de carbone organique, nutriments et polluants (t) dans l'eau de rejet en Seine, surverse de l'étang du Rouillard pendant les 3 années de mise en dépôt.

	COT	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	NTK	P
d10	13,2	10,3	0,5	11,2	10,3	0,29
d50	16,0	31,8	1,3	28,9	26,1	0,57
d90	19,2	79,4	3,4	47,0	41,0	1,43

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	HC _{tot}	HAP	HC _{Ali}
d10	<0,01	<0,01	<0,03	<0,03	<0,001	<0,03	<0,026	<0,03	<0,026	<0,0003	0,00004
d50	<0,01	<0,01	<0,03	<0,03	<0,001	<0,03	<0,026	<0,03	0,03	<0,0003	0,001
d90	<0,01	<0,01	<0,03	<0,03	<0,001	<0,03	0,034	0,08	1,62	0,0003	0,011

V.3.7. MES rejetées en Seine

Les teneurs prises en compte ici pour les calculs de flux sont les résultats des mesures effectuées sur échantillons prélevés avec le piège à MES au cours des campagnes du 21/4/2000 et/ou du 29/9/2000 (Tableau 32). Les composés azotés et le phosphore n'ont pas été mesurés sur les particules seules.

$$F = [P] \cdot \text{MES}_{\text{Sur}} \cdot 10^{-9}$$

- Le flux (F) est exprimé en tonnes/ 3 ans d'activité,
- La teneur en polluants ([P]) est exprimée en mg/kg.ms,
- La masse de MES déversée en Seine (MES_{Sur}) est exprimée en kg/ 3 ans d'activité.

Tableau 32 : Masses de carbone organique, nutriments et polluants (t) dans les MES rejetées en Seine par la surverse de l'étang du Rouillard pendant les trois années de mise en dépôt.

COT	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Al	Fe	Mn	HCt	HAP	HC _{Ali}
38,6	3.10 ⁻⁶	2.10 ⁻⁷	8.10 ⁻⁶	1.10 ⁻⁶	1.10 ⁻⁷	3.10 ⁻⁶	1.10 ⁻⁵	4.10 ⁻⁵	0,004	0,003	8.10 ⁻⁵	0,08	3.10 ⁻⁷	3.10 ⁻⁶

V.3.8. Dépôt

Les concentrations en polluants utilisées pour les calculs de masses au sein des dépôts sont celles que nous avons obtenues pour les échantillons prélevés chaque trimestre en surface du dépôt (Tableau 33).

$$M = [P] \cdot S_D \cdot 10^{-6}$$

- La masse (M) est exprimée en tonnes dans l'étang,
- La teneur en polluants ([P]) est exprimée en mg/kg.ms,
- La masse de sédiments dans le dépôt (S_D) est exprimée en kg.

Tableau 33 : Masses de polluants (t) dans les dépôts superficiels de l'étang du Rouillard.

	COT	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	NTK
d10	3782	<0,4	<0,4	8,5	0,07
d50	6051	<0,4	<0,4	19,7	0,21
d90	7866	<0,4	0,65	26,2	0,58

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Al	Fe	Mn	HCt	HAP	HC _{Ali}
d10	0,74	0,11	4,69	2,7	0,03	1,82	3,5	16,5	454	479	44,8	5,3	1,8	0,3
d50	1,21	0,16	9,68	10,4	0,15	3,48	15,0	55,2	3281	3454	62,3	74,1	2,5	1,9
d90	1,82	0,75	13,77	28,6	0,26	4,69	31,9	113,0	5211	4507	76,4	212,6	8,1	4,1

V.3.9. Eaux interstitielles du dépôt

Les concentrations des eaux interstitielles du dépôt utilisées pour les calculs de masses de polluants sont celles obtenues grâce aux échantillons prélevés dans le massif filtrant n°5 (Tableau 34).

$$F = [P] \cdot EI_D \cdot 10^{-6}$$

- Le flux (F) est exprimé en tonnes,
- La concentration en polluants ([P]) est exprimée en mg/L,
- Le volume d'eaux interstitielles dans le dépôt (EI_D) est exprimé en m³.

Tableau 34 : Masses de polluants (t) dans les eaux interstitielles des dépôts superficiels de l'étang du Rouillard.

	COT	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	NTK	P
d10	0,8	<0,1	<0,002	0,92	0,83	0,06
d50	2,0	0,2	<0,002	1,67	1,43	0,12
d90	11,4	0,9	0,011	7,25	3,11	0,24

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	HCt	HAP
d10	<0,0004	<0,0002	<0,0008	<0,0008	<0,00004	<0,0008	<0,0008	<0,0008	0,002	0,000001
d50	0,0005	<0,0002	<0,0008	<0,0008	<0,00004	0,0010	<0,0008	0,007	0,006	0,000004
d90	0,0009	<0,0002	0,0009	<0,0008	<0,00004	0,0015	0,0019	0,061	0,024	0,000077

V.3.10. Eaux d'infiltration

Nous avons souhaité évaluer les flux de polluants infiltrés vers l'étang. Pour cela, nous avons estimé que les infiltrations provenaient uniquement de la Seine puisque la plus grande part des infiltrations a été attribuée à la Seine. Nous avons donc utilisé les concentrations obtenues en Seine pour effectuer ces calculs de flux (Tableau 35).

$$F = [P] \cdot I_n \cdot 10^{-6}$$

- Le flux (F) est exprimé en tonnes/ 3 ans d'activité,
- La concentration en polluants ([P]) est exprimée en mg/L,
- Le volume infiltré (I_n) est exprimé en m³.

Tableau 35 : Masses de carbone organique, nutriments et polluants (t) apporté à l'étang par les infiltrations.

	COT	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	NTK	P _T
d10	0,07	0,3	0,004	0,01	0,03	<0,002
d50	0,08	0,4	0,008	0,03	0,04	0,004
d90	0,09	0,5	0,016	0,07	0,08	0,010

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	HC _{tot}	HAP	HC _{Ali}
d10	<0,0001	<4.10 ⁻⁵	<0,0002	<0,0002	<1.10 ⁻⁵	<0,0002	<0,0002	<0,0002	0,0003	<2.10 ⁻⁷	<4.10 ⁻⁶
d50	<0,0001	<4.10 ⁻⁵	<0,0002	<0,0002	<1.10 ⁻⁵	<0,0002	<0,0002	0,0003	0,0004	<2.10 ⁻⁷	8.10 ⁻⁶
d90	<0,0001	<4.10 ⁻⁵	<0,0002	0,0004	<1.10 ⁻⁵	0,0002	0,0005	0,0010	0,0004	3.10 ⁻⁶	3.10 ⁻⁵

V.3.11. Etat initial avant apport de MD

A partir des résultats obtenus lors de la campagne d'échantillonnage avant les premiers remblais le 18/3/99, nous avons calculé les masses de polluants présentes à l'état initial dans l'eau de l'étang en prenant une hauteur d'eau moyenne de l'étang de 4 m. Les seules concentrations en polluants disponibles (et non inférieures aux LD) sont les concentrations en COT et NH₄⁺. Nous avons calculé les masses de COT et NH₄⁺ présentes avant mise en dépôt : NH₄⁺ = 0,014 t et COT = 1,37 t.

V.4. Bilan de 3 ans de mise en dépôt de MD dans l'étang du Rouillard

Pour chaque paramètre mesuré dans les échantillons collectés sur le site du Rouillard, nous avons rassemblé l'ensemble des masses de carbone organique, nutriments et polluants obtenues pour chaque terme entrant, sortant ou restant dans l'étang du Rouillard.

V.4.1. Carbone organique

Nous présentons Figure 80 l'exemple du Carbone organique.

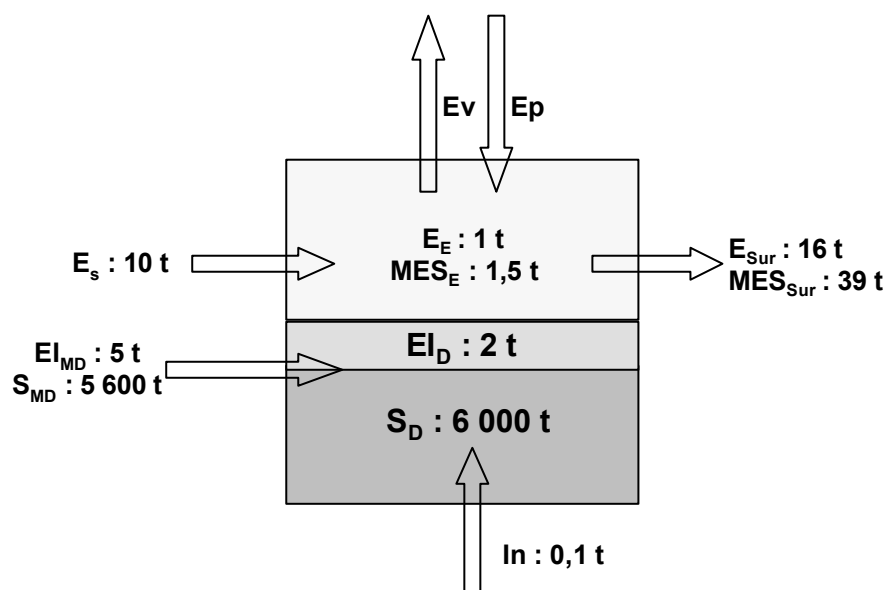


Figure 80 : Bilan en carbone organique dissous et particulaire obtenu pour l'étang du Rouillard en 3 ans de mise en dépôt de MD (valeurs médianes).

Le carbone apporté par l'eau de Seine semble être retourné en Seine par la surverse. L'eau de l'étang a été enrichie en carbone organique dissous et particulaire à la fois par les apports d'eau de Seine et les apports de MD. Nous constatons sur ce schéma que les eaux interstitielles des MD sont plus riches en carbone organique que celles qui sont présentes au sein du dépôt : ceci pourrait confirmer à la fois la dilution des EI de MD dans les eaux de

L'étang, lors de la remise en suspension effectuée lors du remblaiement, et la diffusion du carbone organique du dépôt vers les eaux superficielles suite à la diagenèse et plus particulièrement à la minéralisation du dépôt.

D'après le décret n° 93-743 du 29 mars 1993 modifié relatif à la nomenclature des opérations soumises à déclaration, le flux quotidien de DCO du rejet doit être compris entre 60 et 240 kg/j. Si nous prenons comme concentration la moyenne de la DCO_{sur} (34 mg O_2 /L) et un débit en période de remplissage de 6 680 m³/j, nous obtenons 227 kg/j de DCO rejetée en moyenne dans la Seine : en période de remplissage, les concentrations en DCO dans les rejets sont donc comprises dans l'intervalle correspondant à une opération soumise à déclaration. Si nous considérons la concentration maximale de DCO observée au niveau du rejet en Seine (78 mg O_2 /L), le flux journalier au niveau du rejet est alors de 521 kg/j, ce qui est supérieur à la limite préconisée dans le cas d'une déclaration. Cet apport de MO pourrait être attribué à un apport important de particules fines (<50 μm) par les MD. Ceci pourrait être évité par un tri granulométrique préalable à la mise en dépôt. De plus, la MO apportée semble également provenir de la dilution des EI des MD dans les eaux superficielles, phénomène qui pourrait être diminué en apportant les MD sans remise en suspension préalable et donc par voie sèche comme un remblaiement par grue, par exemple. Le flux quotidien de DBO_5 , quant à lui, reste compris dans l'intervalle proposé par le décret : 27 kg/j sont, en moyenne, effectivement rejetés dans la Seine et 30 à 120 kg/j sont préconisés dans le cas d'une opération soumise à déclaration.

V.4.2. Phosphore

Le comportement du Phosphore total dans les différents compartiments de l'étang est similaire à celui du carbone organique (Annexe 27). Le flux rejeté en Seine correspond au flux entrant (E_S et $E_{I_{MD}}$). D'après le décret n° 93-743 du 29 mars 1993 modifié relatif à la nomenclature des opérations soumises à déclaration, le flux quotidien de P_T du rejet doit être compris entre 1 et 4 kg/j. Le rejet de l'étang du Rouillard apporte en moyenne 1,3 kg/j ce qui reste dans les limites du décret concernant les opérations soumises à déclaration.

V.4.3. Nitrates, nitrites

Contrairement à ce qui a pu être observé pour le carbone et le phosphore, les nitrates apportés dans l'étang essentiellement par l'eau de Seine semblent être consommés dans l'étang puisque seule un peu plus de la moitié du flux entrant repart via la surverse (Annexe 28). Ceci illustre les processus de respiration nitrates et d'assimilation que nous avons exposés dans le chapitre IV. Le cas des nitrites est présenté en Annexe 29.

V.4.4. Azote organique et ammonium

Les bilans en azote organique et ammonium (NTK et NH_4^+) obtenus pour l'étang du Rouillard dans les différents compartiments sont présentés Figure 81.

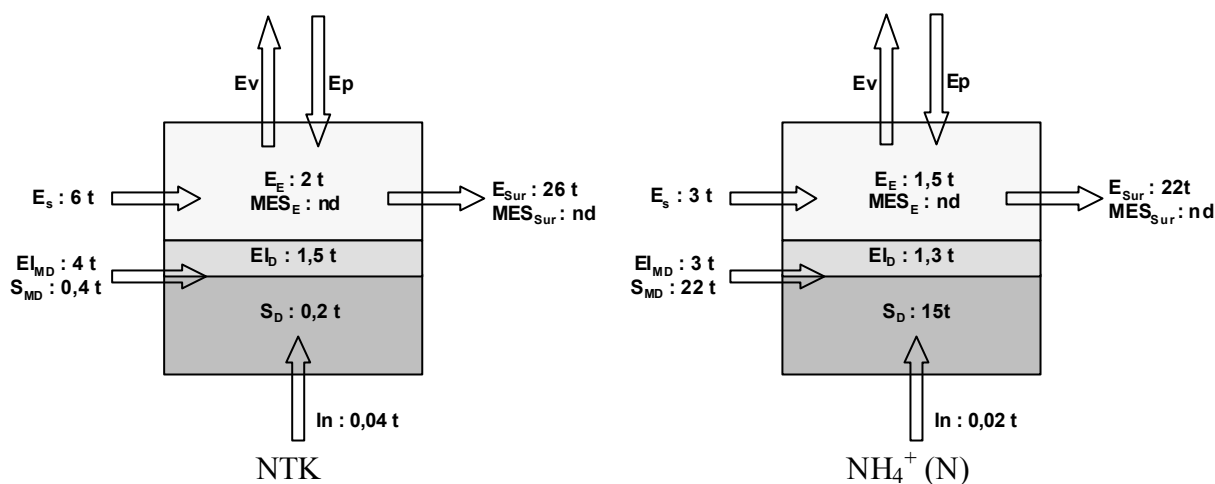


Figure 81 : Bilan en Azote organique et ammonium (NTK et NH_4^+) obtenu pour l'étang du Rouillard en trois ans de mise en dépôt de MD (valeurs médianes).

Les flux d'azote (NTK et/ou NH_4^+) sortants au niveau de la surverse sont significativement supérieurs (plus de 2 fois) aux flux entrants si nous prenons en compte l'eau de Seine et les eaux interstitielles de MD. Ceci indique l'importance du processus d'ammonification au sein du dépôt. Nous constatons à cet effet une diminution des masses d'azote organique et ammonium au sein du dépôt lui-même par rapport aux masses apportées par les MD introduits. Une partie du stock d'azote apporté par les MD est donc exportée vers la colonne d'eau et la surverse. Les masses de NTK dans les sédiments semblent largement inférieures aux masses de NH_4^+ (N) : ceci est contradictoire puisque le NTK doit rendre compte de l'azote organique et de l'azote ammoniacal. Cette incohérence est probablement attribuable à une difficulté analytique liée au dosage de l'azote organique dans un échantillon particulière. L'apport d'ammonium dans le rejet provient ainsi des apports directs (E_s et EI_{MD}) mais aussi et surtout de la production d'ammonium par ammonification de l'azote organique du dépôt.

D'après le décret n° 93-743 du 29 mars 1993 modifié relatif à la nomenclature des opérations soumises à déclaration, le flux quotidien d'azote total du rejet doit être compris entre 4 et 15 kg/j. Si nous prenons comme concentration la moyenne de NTK (10,1 mgN/L) et un débit en période de remplissage de 6 680 m³/j, nous obtenons 67 kg/j d'azote rejeté dans la Seine. En période de remplissage, les flux quotidiens en NTK dans les rejets pour une opération soumise à déclaration sont donc dépassés. Ce rejet d'azote ayant été attribué, entre autre, aux apports par les EI des MD qui sont dilués par le mode de refoulement, ce phénomène pourrait être diminué en apportant les MD vers l'étang sans remise en suspension préalable et donc par voie sèche.

V.4.5. Micropolluants organiques et métalliques

Les bilans en micropolluants confirment les observations du Chapitre IV. En effet, ceux-ci semblent être transférés depuis le MD vers le dépôt dans l'étang, sans que la procédure de mise en dépôt n'entraîne à court terme de relargage vers les eaux superficielles. Nous observons ce même type de comportement tant pour les HAP que pour les métaux (Figure 82). Les bilans en flux pour le cadmium sont présentés en Annexe 30. Le fait que les masses de polluants dans le dépôt soient beaucoup plus importantes que dans les MD apportés traduit surtout le fait que nos calculs extrapolent les concentrations de dépôt superficiel à la totalité du volume de dépôt. Nous surestimons donc les masses dans le dépôt puisque les concentrations de polluants à la surface du dépôt sont très certainement plus élevées que

celles qui sont observées plus en profondeur sur des particules plus grossières. Les flux de HC_{tot} sont présentés en Annexe 31.

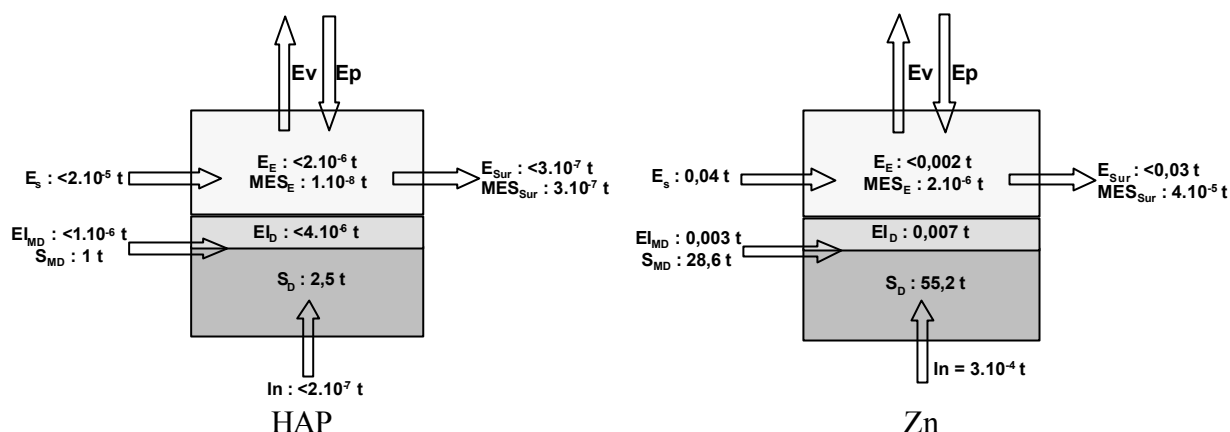


Figure 82: Bilan en HAP et Zn dans les différents compartiments de l'étang du Rouillard en trois ans de mise en dépôt de MD (valeurs médianes).

V.4.6. Conclusions

En comparant nos calculs de masses rejetées via la surverse aux exigences du décret n° 93-743 du 29 mars 1993 modifié relatif à la nomenclature des opérations soumises à déclaration, nous avons pu noter certains des flux journaliers habituellement proposés pour qu'une opération soit soumise à déclaration (MES, la DCO et azote total). Ces paramètres correspondent à ceux que nous avons mis en avant lors des principales conclusions que nous avons établies en étudiant l'impact global de la mise en dépôt de MD dans l'étang du Rouillard. Cependant, nous notons que d'importantes incertitudes sont liées à ces calculs de bilans. Ces incertitudes sont dues aux diverses approximations que nous avons été obligés de faire pour rendre compte des stocks de polluants dans l'ensemble des compartiments de l'étang du Rouillard concernés par la mise en dépôt de MD.

VI. Conclusions et perspectives

Afin de maintenir l'écoulement de la rivière ainsi que la navigation dans les cours d'eau, des dragages d'entretien sont effectués. Cette pratique déplace chaque année, dans le bassin de la Seine, des volumes moyens de 150 000 m³ (pour 6 millions de m³ sur l'ensemble des voies d'eau intérieures françaises). Dans le bassin de la Seine, les sédiments, une fois dragués au moyen de dragues mécaniques à godets, sont transportés au moyen de barges puis déposés par voie hydraulique dans des sites de dépôts en eau - le plus souvent d'anciennes gravières. Ces sédiments, lorsqu'ils sont d'origine urbaine, contiennent des polluants et c'est pourquoi leur transfert depuis la rivière jusqu'à leur destination finale après dragage soulève des questions environnementales.

Afin de répondre à ces questions, nous avons tout d'abord dressé un état de l'art des réglementations internationales concernant la gestion de ces sédiments. Nous avons ainsi pu noter que la question de la gestion de ces matériaux au niveau Européen et surtout Français restait posée. En effet, les sédiments fluviaux ne font l'objet d'aucune réglementation et n'ont pas de statut juridique propre. Leurs conditions de stockage ne font pas non plus l'objet de réglementation spécifique. Des recherches bibliographiques nous ont permis de décrire les différentes étapes subies par le sédiment depuis l'opération de dragage jusqu'à sa destination finale qui peut être son ré-emploi pour la construction comme sa mise en dépôt confiné.

Au cours des années 1996, 1999 et 2000, les Services de Navigation de la Seine (SNS) ont organisé, sur le bassin de la Seine, des campagnes d'échantillonnage de sédiments prélevés juste avant les campagnes annuelles de dragage d'entretien. Nous avons ainsi déterminé la qualité des sédiments avant dragage sur le bassin de la Seine. Cette démarche nous a permis de caractériser les sédiments par rapport à leur position géographique et nous a apporté des informations générales sur la qualité des sédiments destinés à être dragués. L'étude de distributions géographiques (SIG) a montré que les fortes concentrations en micropolluants étaient majoritairement retrouvées à l'aval direct des sources de pollution.

Après une description des sites d'échantillonnage et des méthodes d'analyse utilisées, nous avons présenté les résultats concernant le suivi de la mise en dépôt de matériaux de dragage, provenant du bassin de la Seine, dans le site de dépôt de l'étang du Rouillard. Cet étang, situé au sein de la base de "Plein Air et de Loisirs du Val de Seine" résulte de l'exploitation ancienne de granulats. D'une superficie de 9 ha, il a accueilli 200 000 m³ de MD provenant des dragages d'entretien annuels de 1999 à 2001 du bassin de la Seine. La partie de l'étang étudiée est située sur la commune des Mureaux (78), alors que la partie non remblayée du même étang (séparée de la première par une digue) fait partie de la commune de Verneuil sur Seine (78). Le mode de mise en dépôt utilisé remet en suspension les MD avec de l'eau de Seine pompée sur place. Cette remise en suspension rend possible l'acheminement des matériaux jusqu'à l'étang par pompage hydraulique. Cependant, cette pratique modifie les conditions physico-chimiques au sein des MD et est susceptible d'entraîner des relargages de polluants présents dans les sédiments dragués. Nous avons suivi l'évolution temporelle de différents paramètres (*in situ*, matière organique, nutriments et micropolluants) dans les eaux superficielles de l'étang remblayé, dans les sédiments et leurs eaux interstitielles, ainsi que dans les eaux de la nappe phréatique en contact avec le dépôt. Les résultats obtenus ont été comparés à une situation de référence pour laquelle l'étang n'avait pas encore reçu de MD. Un suivi de la chlorophylle a durant plus de 6 mois nous a permis d'évaluer l'impact de la

pratique de mise en dépôt sur la qualité biologique de l'étang. Pour cette étude, nous avons utilisé la partie de l'étang non remblayée par des MD comme situation de référence.

L'impact majeur de la pratique de mise en dépôt de MD sur la qualité des eaux superficielles de l'étang est l'apport de nutriments et de carbone organique et, en particulier, l'apport d'ammonium : les concentrations relevées dans les eaux superficielles de l'étang ont atteint 22 mg NH_4^+ /L. En effet, la taille de l'étang et l'apport de matériaux de nature anoxique favorisent le processus d'ammonification. Cet apport entraîne une eutrophisation de l'étang confirmée par les mesures de chlorophylle a réalisées de façon hebdomadaire de février à septembre 2001 : les concentrations de chlorophylle a observées dans la partie remblayée de l'étang (atteignant 140 $\mu\text{g/L}$) sont significativement supérieures à celles de la partie non remblayée de l'étang (maximum = 18 $\mu\text{g/L}$). Les analyses de micropolluants dans les échantillons d'eaux superficielles ont montré, tout au long de la période de suivi et en fonction des limites de détection utilisées, que ces polluants, bien que présents à des concentrations significatives dans les MD introduits dans l'étang, n'ont pas été relargués de façon notable vers les eaux superficielles : les concentrations retrouvées dans les eaux de l'étang n'ont que très rarement dépassé les limites de détection des méthodes analytiques utilisées.

Les dépôts de l'étang ont joué un rôle important dans la mobilisation ou non des polluants suite à la mise en dépôt de MD dans l'étang du Rouillard. En effet, ils sont le siège de nombreuses réactions anaérobies et plus généralement de la diagenèse qui englobe des procédés biologiques et/ou physico-chimiques qui tendent à minéraliser le dépôt. Nous avons donc mis en évidence l'activité ammonifiante (production d'ammonium) et dénitrifiante (consommation de nitrates) du dépôt notamment lors de l'observation de l'évolution temporelle de la qualité des eaux interstitielles au sein du dépôt. Nous avons également constaté la dégradation de la MO de ce dépôt entraînant la production de carbone organique dissous et de phosphore dans la colonne d'eau. Outre ce rôle de "réacteur", le dépôt a également joué le rôle de puits de micropolluants : nous avons effectivement constaté, à court terme et en fonction des limites de détection utilisées, l'absence de relargage de micropolluants vers les eaux de surface ainsi qu'une accumulation des ces polluants à la surface du dépôt : par exemple, les teneurs en Zn à la surface des sédiments de l'étang sont passées de 42 mg/kg avant les premiers remblais (mars 1999) à 1380 mg/kg après remplissage complet de l'étang (octobre 2001). A plus long terme, nous pouvons supposer que les micropolluants qui sont encore retenus par les MD pourraient être relargués dans l'eau de surface suite à une réduction des oxy-hydroxydes de Fe et de Mn.

Le suivi de la qualité des eaux de la nappe située à proximité de l'étang du Rouillard, échantillonnées grâce à des piézomètres, a permis de constater que la qualité de cette nappe n'était que très peu modifiée. Lors des quelques modifications observées, nous avons attribué les concentrations en polluants observables à des infiltrations d'eau de Seine et/ou d'eau de l'étang remblayé. D'après les niveaux piézométriques relevés autour de l'étang, nous avons déterminé le sens d'écoulement de la nappe et ainsi attribué ces rares épisodes à l'eau de Seine et/ou à l'étang du Rouillard. Les principales évolutions observées de la qualité de l'eau de nappe ont été des "apports" en ammonium (maximum : 4 mg NH_4^+ /L) que nous avons imputés à l'étang remblayé par les MD, et, de façon moins claire, des apports en Phosphore total (maximum : 4,5 mg P/L) dus à la Seine et en As éventuellement dus à l'étang.

Des calculs de flux de polluants ont été effectués après estimations des différents volumes d'eau et de matériaux mis en jeu. Grâce à ces calculs, nous avons pu vérifier, d'une part,

certaines hypothèses concernant les déplacements d'eau : les infiltrations ont lieu majoritairement depuis la nappe ou la Seine vers l'étang. D'autre part, nous avons pu confirmer les tendances déduites des observations que nous avons faites en suivant l'évolution des concentrations en polluants mesurées. En outre, nous avons pu constater, au niveau de la surverse de l'étang en Seine, certains dépassements des limites imposées par le décret n° 93-743 du 29 mars 1993 modifié relatif à la nomenclature des opérations soumises à autorisation ou à déclaration : les valeurs de DCO, MES et azote total ont été dépassées pendant la période de remplissage de l'étang.

L'ensemble de ces observations peut entraîner des suggestions quant à la gestion des matériaux de dragage dans le bassin de la Seine. Plusieurs techniques de gestion, qui ont déjà fait leurs preuves par ailleurs (cf. Chapitre 1), pourraient être adaptées :

- La présence d'un **bassin de décantation** à l'amont de la surverse éviterait le retour dans la rivière de concentrations importantes en MES,
- Un **tri granulométrique** avant mise en dépôt permettrait de stocker la plus grande part des matériaux (granulométrie grossière) tout en évitant les apports de matières oxydables trop importants. Les matériaux de granulométrie fine nécessiteraient alors un traitement spécifique.
- La **mise en dépôt par voie sèche** serait préférable au mode utilisé aujourd'hui qui consiste à diluer fortement (~ 10 fois) les matériaux avec de l'eau de Seine. Ceci permettrait de limiter les modifications brutales des conditions physico-chimiques au sein du matériau lors de sa mise en dépôt.
- L'**éloignement du site** par rapport à la rivière, soit par éloignement physique, soit par surélévation ou construction de digues, permettrait d'éviter l'impact des crues sur le site.
- La mise en place d'une **géomembrane** permettant l'imperméabilisation totale du site évitant tout échange par infiltration.

Au cours de ce travail, nous avons mis en évidence les phénomènes à court terme mis en jeu lors de la mise en dépôt de matériaux de dragage provenant du bassin de la Seine dans l'étang du Rouillard. Cependant, nous nous posons encore nombre de questions qui pourraient être approfondies lors de travaux ultérieurs. Par exemple, nous pensons qu'il est nécessaire de poursuivre le suivi de l'étang du Rouillard après la fin de son remplissage par des MD afin d'étudier l'impact de la mise en dépôt à **long terme** : les polluants qui ont dans un premier temps été stockés dans le dépôt vont-ils rester fixés ou peuvent-ils être mobilisés vers les eaux de surface ou les eaux de nappe ? Les fortes concentrations en ammonium observées vont-elles se stabiliser ? L'eutrophisation observée va-t-elle s'atténuer ?

Nous pensons également utile de poursuivre le travail destiné à étudier à **l'échelle du laboratoire** l'ensemble des phénomènes observés au cours de la mise en dépôt. Ceci permettrait d'observer finement les différents processus mis en jeu, tout en contrôlant certains paramètres. Nous pourrions ainsi, par exemple, déterminer la part de l'activité planctonique dans la disparition des nitrates. De plus, nous avons pour projet d'observer l'évolution d'un **site pilote** de 50 m² (correspondant à la mise en dépôt de 100 m³ de MD), équipé d'une géomembrane, permettant de recueillir au moyen de drains les eaux d'infiltration provenant uniquement du site de dépôt, éliminant ainsi les problèmes d'interprétation que nous avons rencontrés sur site non isolé.

D'un point de vue plus global, nous avons pu montrer au cours de ce travail que malgré l'importance des volumes dragués sur le bassin de la Seine, la pratique de mise en dépôt de matériaux de dragage dans d'anciennes gravières ne présentait pas de dommage important au milieu récepteur que constitue la Seine. Le site de dépôt a même eu pour fonction, dans la période étudiée, de stocker les micropolluants fixés sur les sédiments dragués dans le bassin de la Seine. Cependant, l'eutrophisation du site de dépôt lui-même suite à l'apport de MD reste à suivre afin que ledit site puisse être réaménagé en fonction des évolutions constatées.

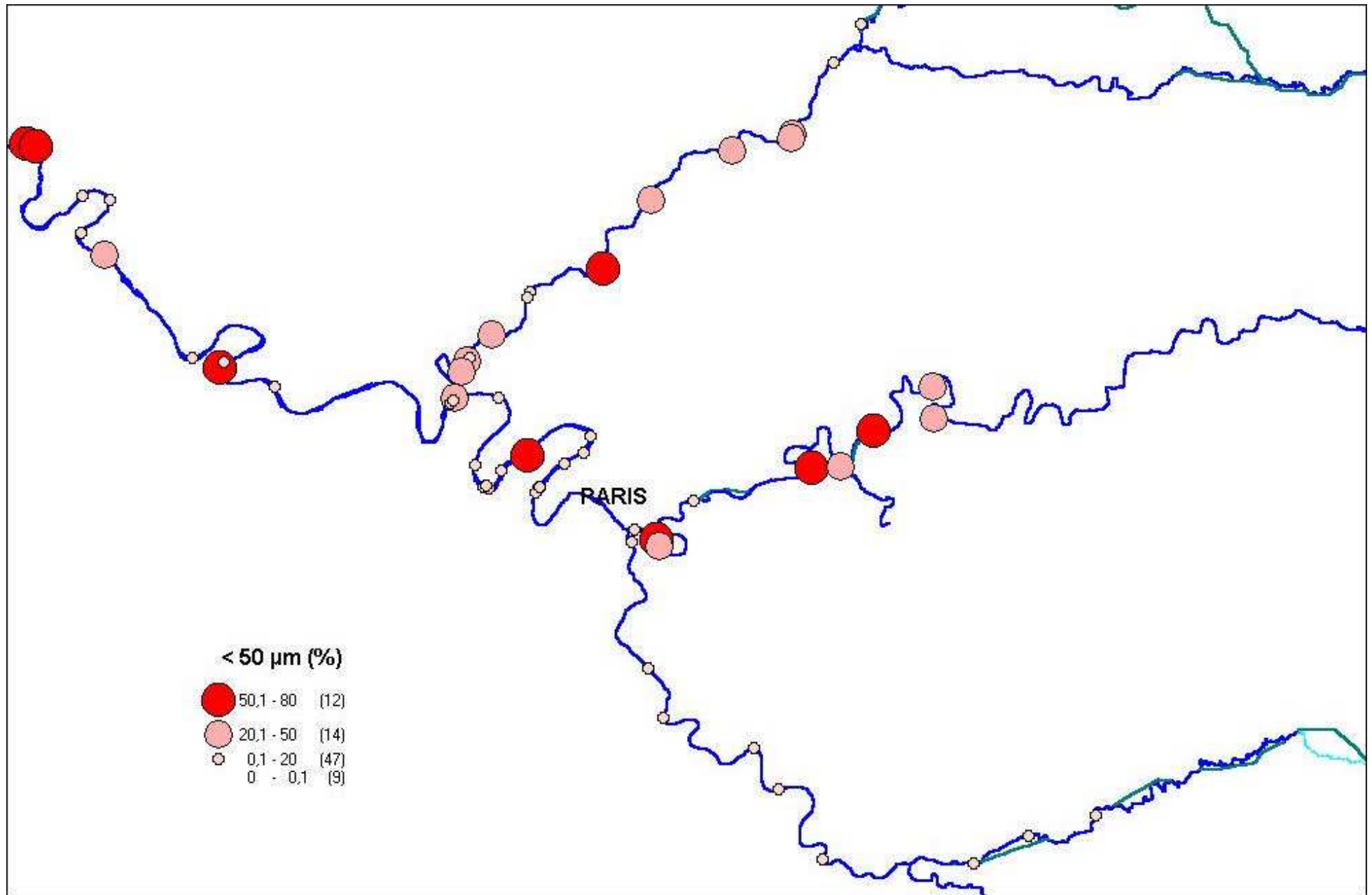
VII. Annexes

Annexe 1 : Tableau récapitulatif des réglementations internationale sur la qualité des sédiments ((a) somme Fluo, BbF, BkF, BaP, BghiP, IP, (a) somme A, BaA, BaP, BkF, Chrys, F, P, IP, N, BghiP, (b) total parathion, HCH, dieldrbe, (c) somme 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180, (c) somme(28, 52, 101, 138, 153, 180, (*) valeur guide, (**) valeur limite impérative, (***) 10 mg/kg à compter du 01/01/2004).	213
Annexe 2: Distribution géographique des particules < 50 µm dans les sédiments du bassin de la Seine (campagnes d'échantillonnage avant dragage 96, 99 et 2000).....	214
Annexe 3: Distribution géographique du COT dans les sédiments du bassin de la Seine (campagnes d'échantillonnage avant dragage 96, 99 et 2000).....	215
Annexe 4 : Distribution géographique des HC totaux (IR) dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).....	216
Annexe 5: Distribution géographique des HAP totaux (16 USEPA) dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).....	217
Annexe 6: Distribution géographique du PCB dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).....	218
Annexe 7: Distribution géographique du Hg dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).....	219
Annexe 8: Distribution géographique du Ni dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).....	220
Annexe 9: Distribution géographique du Pb dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).....	221
Annexe 10: Distribution géographique du Fe dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).....	222
Annexe 11: Distribution géographique du Mn dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).....	223
Annexe 12: Distribution géographique du Cu dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).....	224
Annexe 13: Distribution géographique du Cr dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).....	225
Annexe 14: Distribution géographique du Cd dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).....	226
Annexe 15: Distribution géographique de l'As dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).....	227
Annexe 16: Distribution géographique de l'Al dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).....	228
Annexe 17: paramètres <i>in-situ</i> pour les eaux superficielles de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et de l'eau de Seine (Seine).....	229
Annexe 18: Matière organique (COD, DBO ₅ et DCO) dans les eaux superficielles du milieu de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et de l'eau de Seine (Seine).....	230
Annexe 19: Nutriments (NTK, NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , P _T) dans les eaux superficielles du milieu de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et de l'eau de Seine (Seine).....	231
Annexe 20: Micropolluants (HC _{tot} , AOX, HAP, métaux en µg/L) dans les eaux superficielles du milieu de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et de l'eau de Seine (Seine).....	232
Annexe 21: Données MES, NH ₄ ⁺ , COD, Débit et hauteur d'eau pour le suivi 24h effectué les 30 et 31 août 2000 au niveau du rejet en Seine.	234
Annexe 22: Suivi biologique effectué sur les eaux superficielles de l'étang du Rouillard (partie remblayée par des MD = MD ; partie non remblayée = Ref).	235
Annexe 23: MES, MVS dans les eaux superficielles de l'étang du Rouillard et HAP et HCali dans les MES collectées au moyen de pièges à sédiment.....	236
Annexe 24: Concentrations en MES, MVS, NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ , NTK, COD, DBO ₅ , DCO, PT, et métaux dans les eaux interstitielles du dépôt collectées dans le massif filtrant n°5.	237
Annexe 25: Granulométrie, Perte au feu, NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ , NTK, COP, HAP et métaux dans les dépôts de l'étang du Rouillard.....	238
Annexe 26: Paramètres <i>in situ</i> , MES, COD, DBO ₅ , DCO, NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , NTK, PT, HAP et métaux dans les eaux de nappe prélevées dans les piézomètres externes 1, 2 et 3.	239
Annexe 27: Bilan en Phosphore à partir du Phosphore total obtenu pour l'étang du Rouillard en 3 ans de mise en dépôt (valeurs médianes).	242
Annexe 28 : Bilan en NO ₃ ⁻ (N) pour les différents compartiments de l'étang du Rouillard en 3 ans de mise en dépôt (valeurs médianes).	242

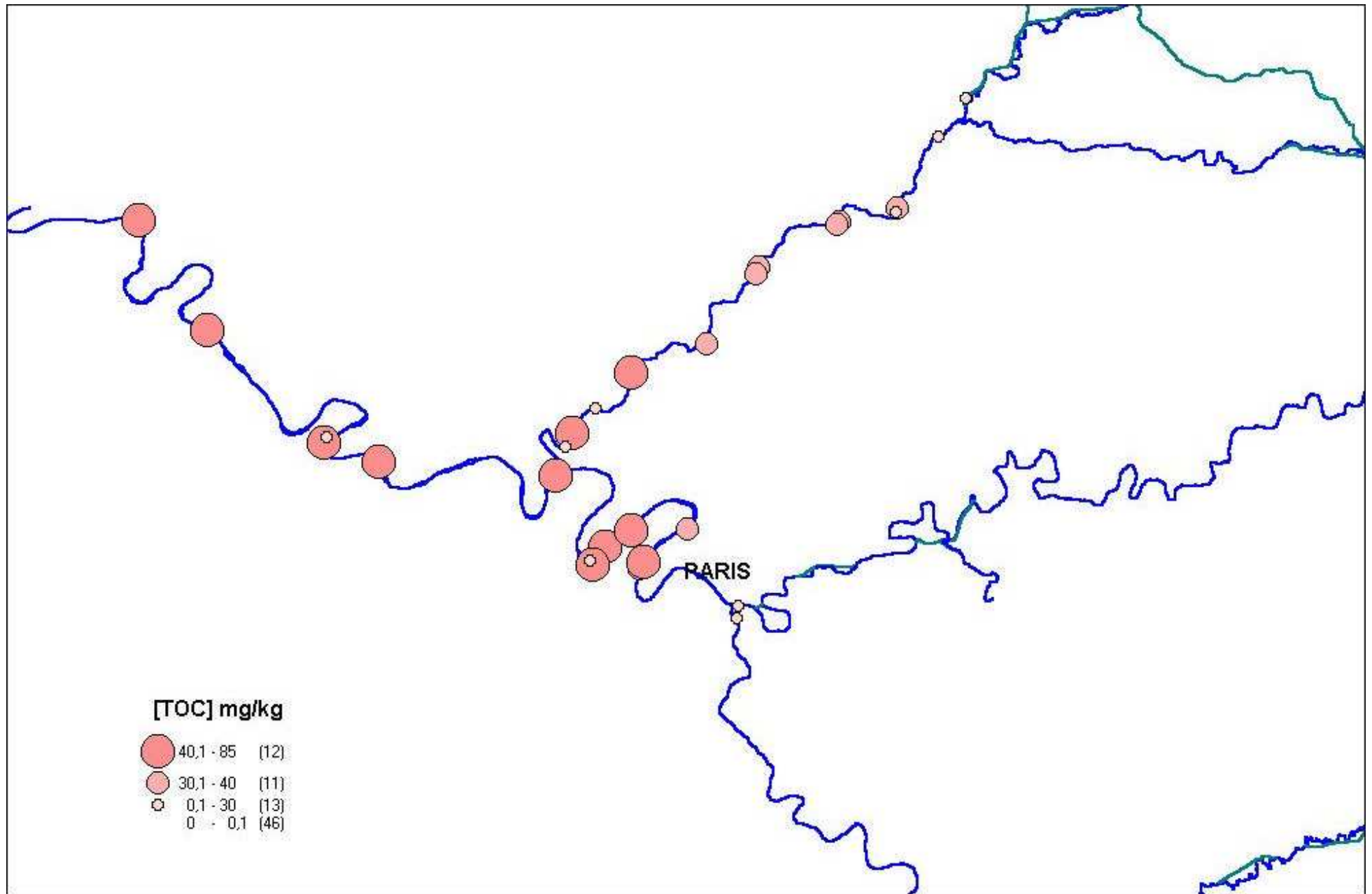
Annexe 29 : Bilan en NO_2^- (N) pour les différents compartiments de l'étang du Rouillard en 3 ans de mise en dépôt (valeurs médianes).....	242
Annexe 30: Bilan en Cd dans les différents compartiments de l'étang du Rouillard en 3 ans de mise en dépôt (valeurs médianes).....	243
Annexe 31 : Bilan en HC_{tot} dans les différents compartiments de l'étang du Rouillard en 3 ans de mise en dépôt (valeurs médianes).....	243

Les limites de détection auxquelles nous faisons référence dans les annexes 17 à 26 sont données dans le Tableau 16 du chapitre III.

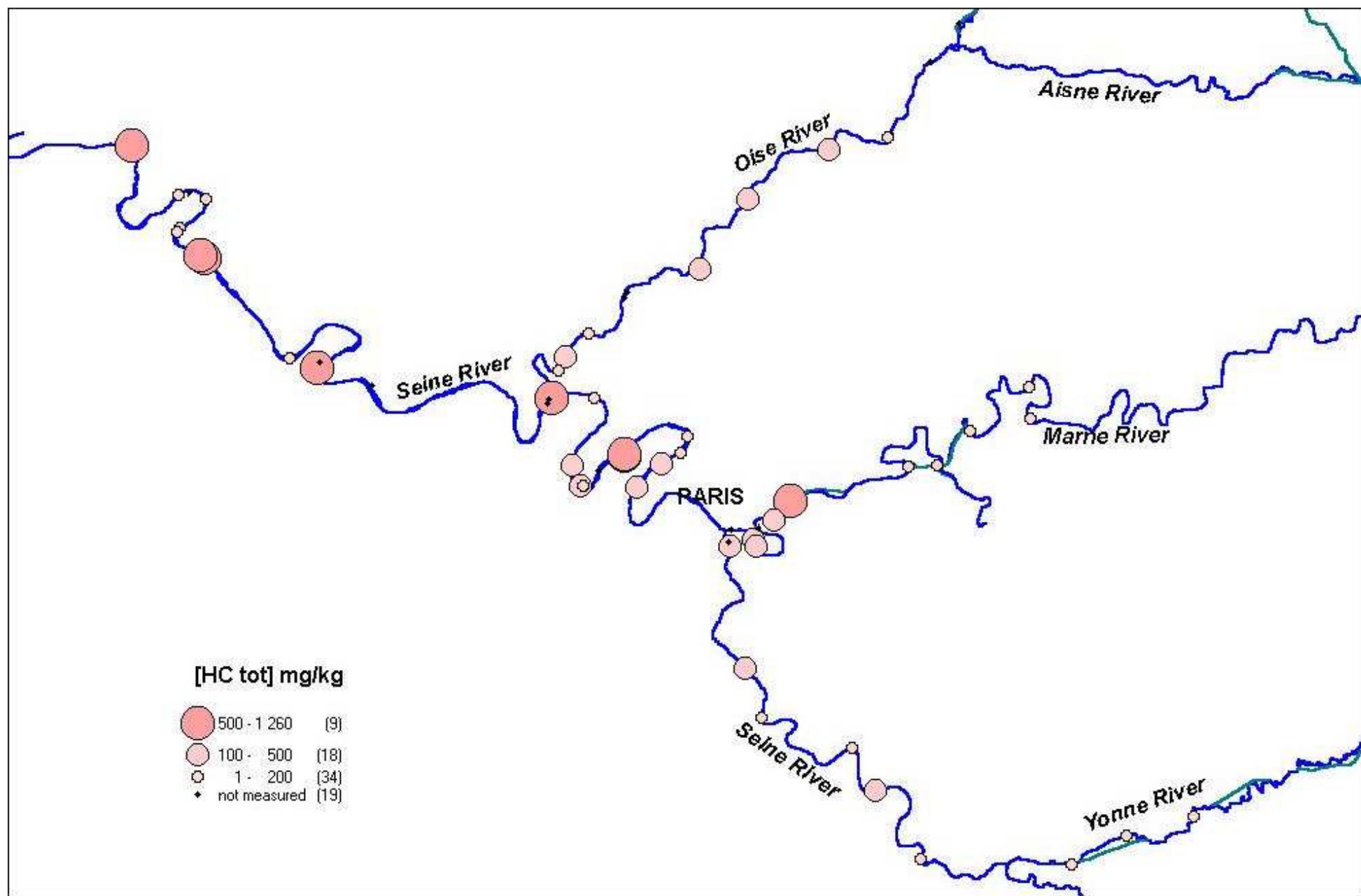
Annexe 1 : Tableau récapitulatif des réglementations internationale sur la qualité des sédiments ((a) somme Fluo, BbF, BkF, BaP, BghiP, IP, (a□) somme A, BaA, BaP, BkF, Chrys, F, P, IP, N, BghiP, (b) total parathion, HCH, dieldribe, (c) somme 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180, (c□) somme(28, 52, 101, 138, 153, 180, (*) valeur guide, (**) valeur limite impérative, (***) 10 mg/kg à compter du 01/01/2004).



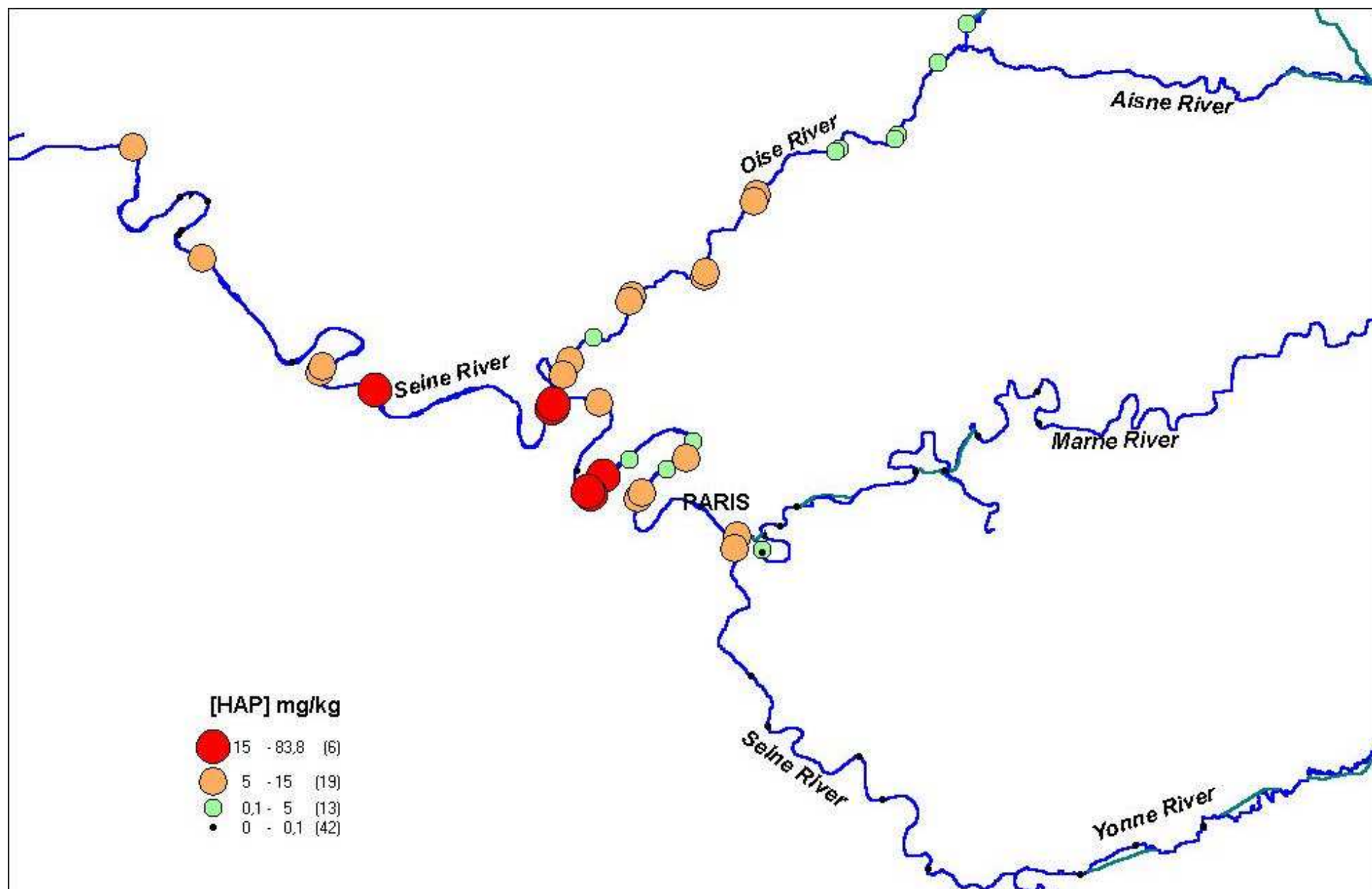
Annexe 2: Distribution géographique des particules < 50 µm dans les sédiments du bassin de la Seine (campagnes d'échantillonnage avant dragage 96, 99 et 2000).



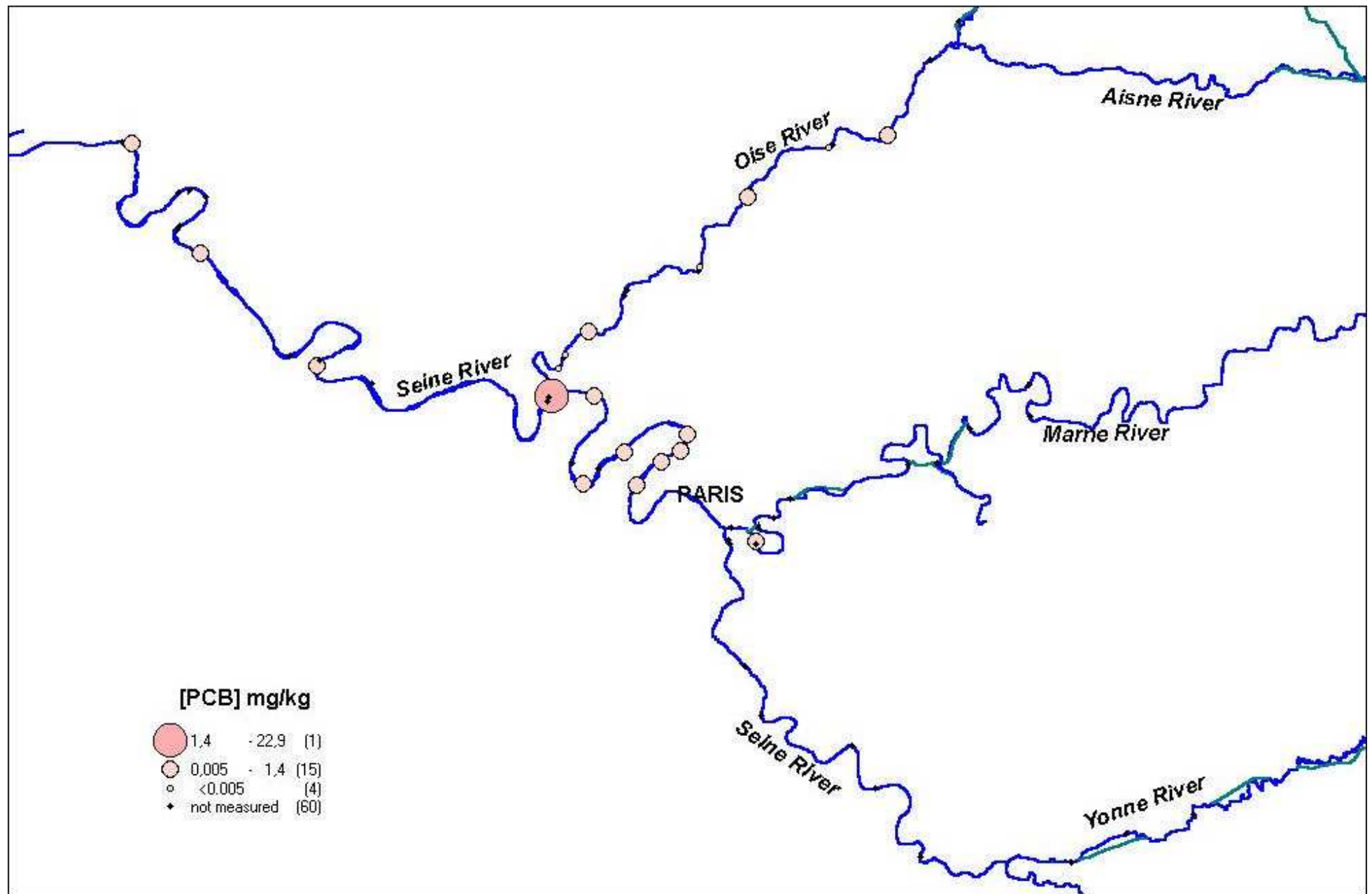
Annexe 3: Distribution géographique du COT dans les sédiments du bassin de la Seine (campagnes d'échantillonnage avant dragage 96, 99 et 2000).



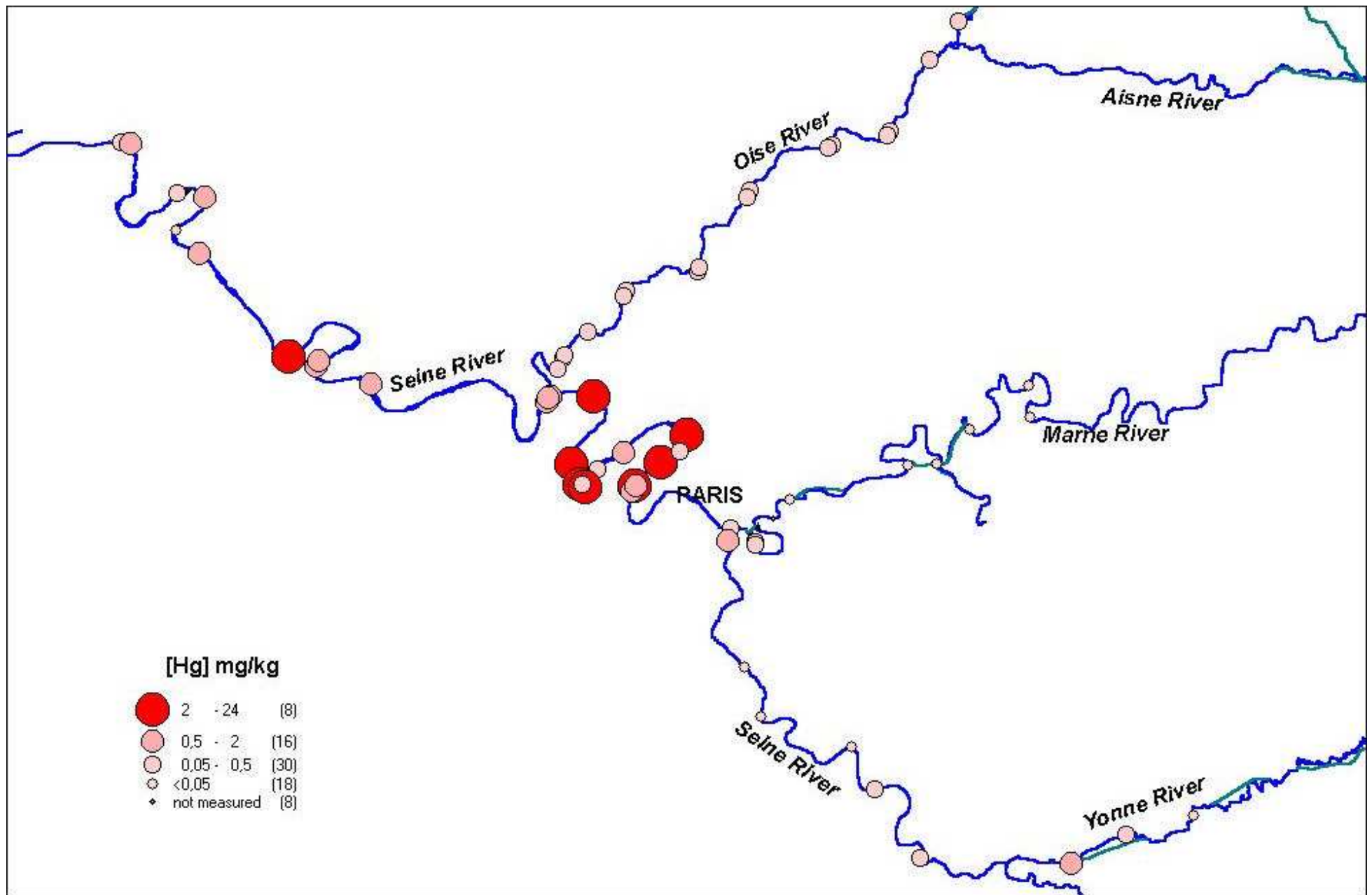
Annexe 4 : Distribution géographique des HC totaux (IR) dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).



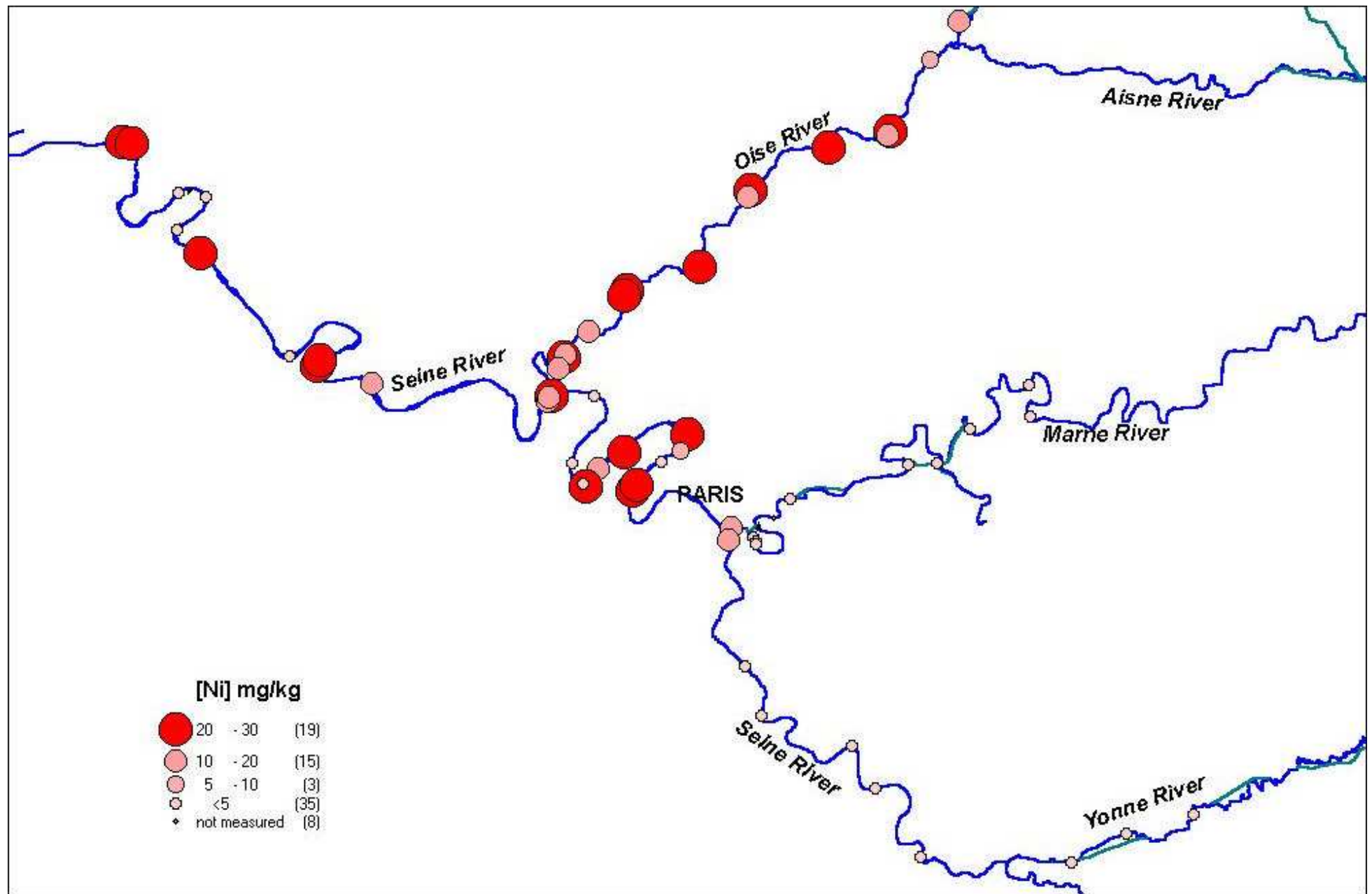
Annexe 5: Distribution géographique des HAP totaux (16 USEPA) dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).



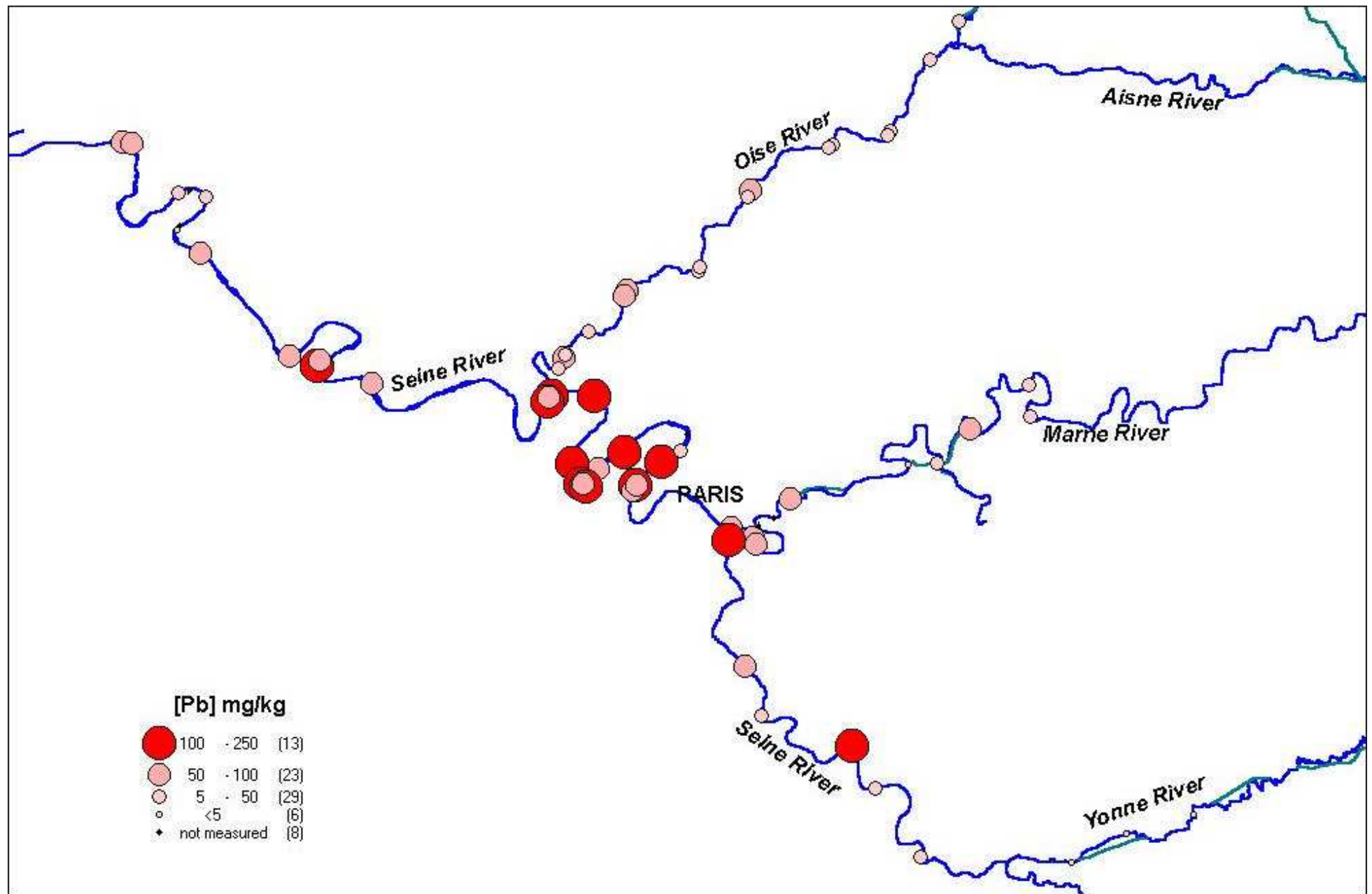
Annexe 6: Distribution géographique du PCB dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).



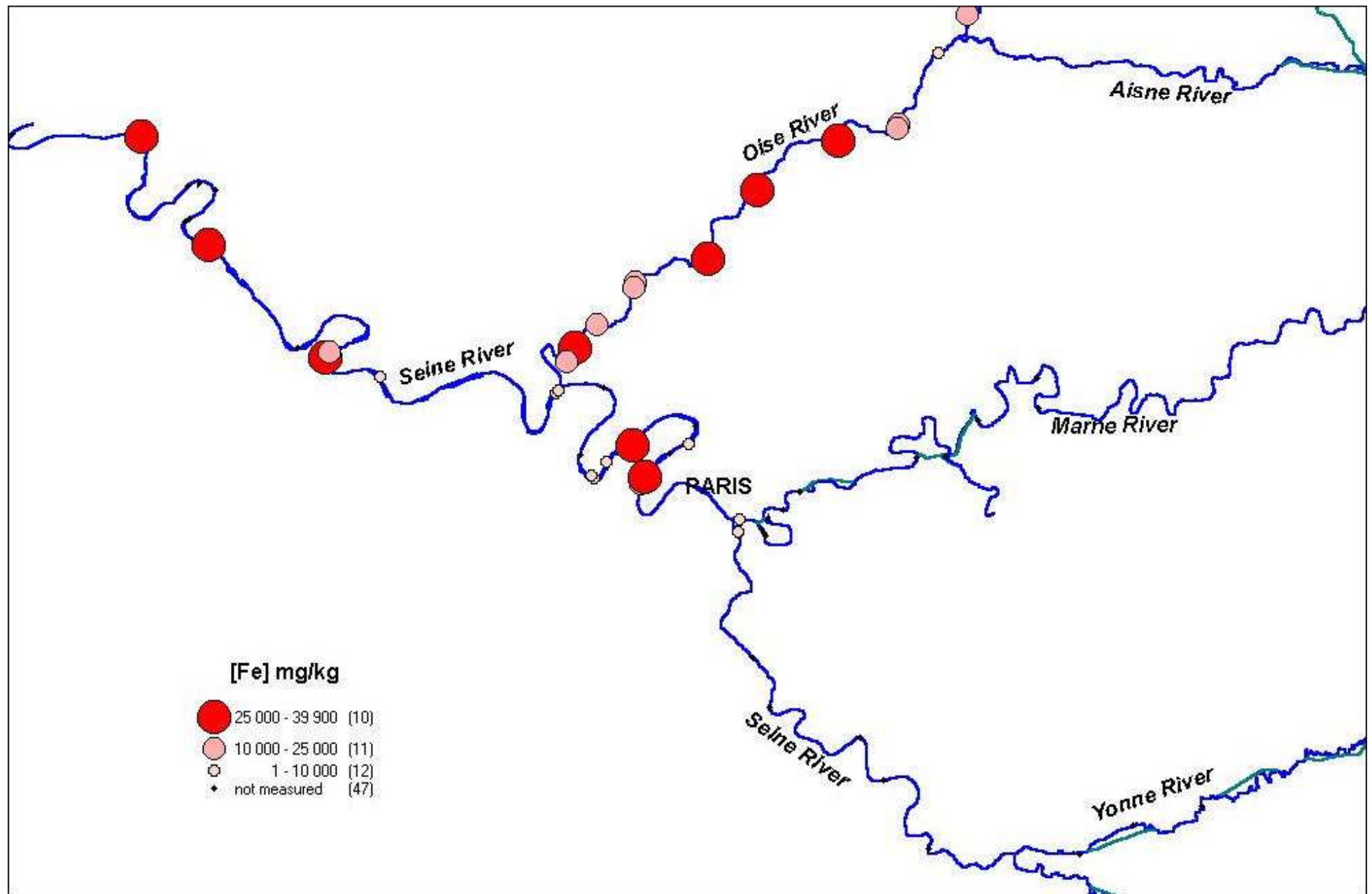
Annexe 7: Distribution géographique du Hg dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).



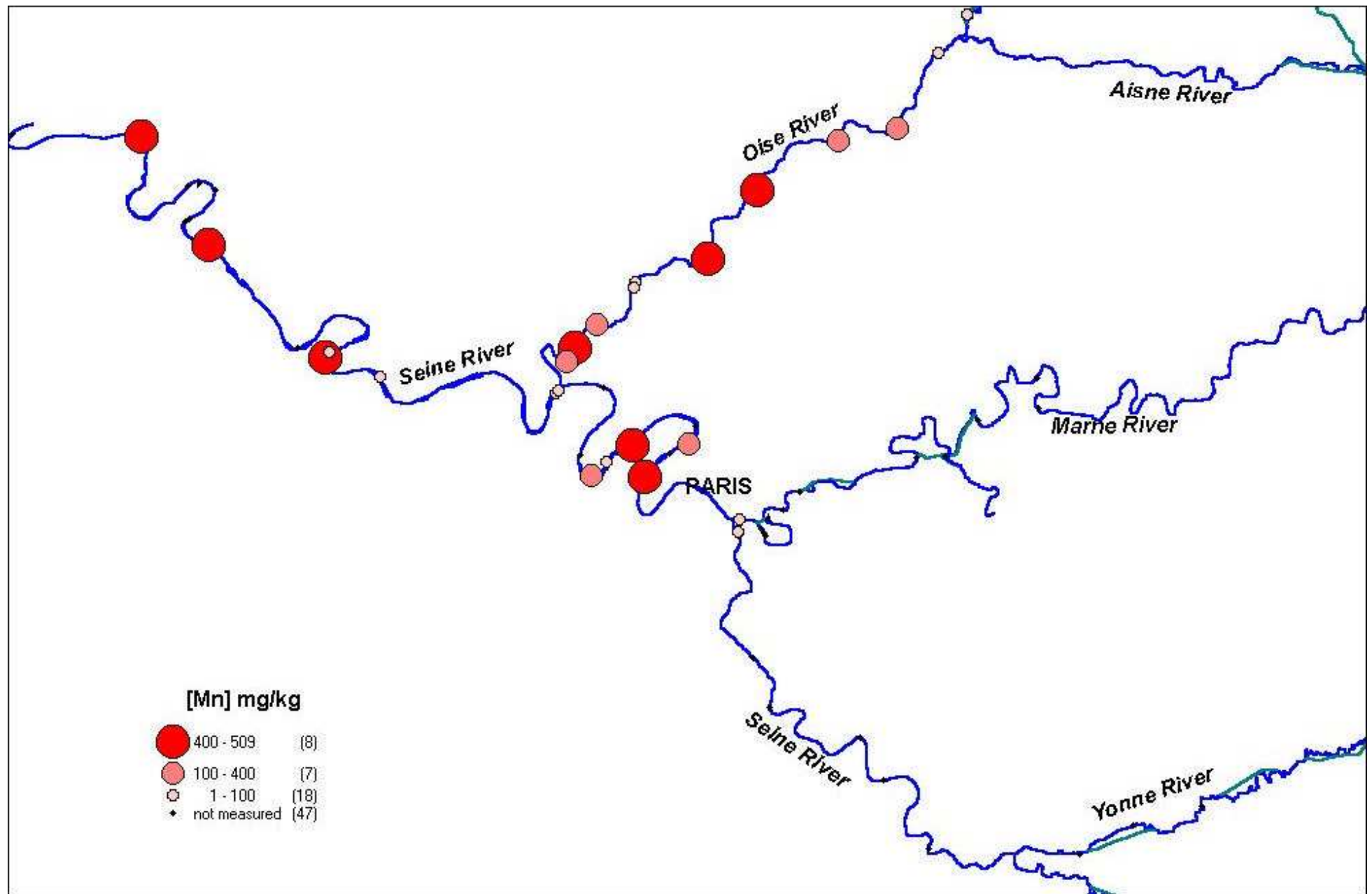
Annexe 8: Distribution géographique du Ni dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).



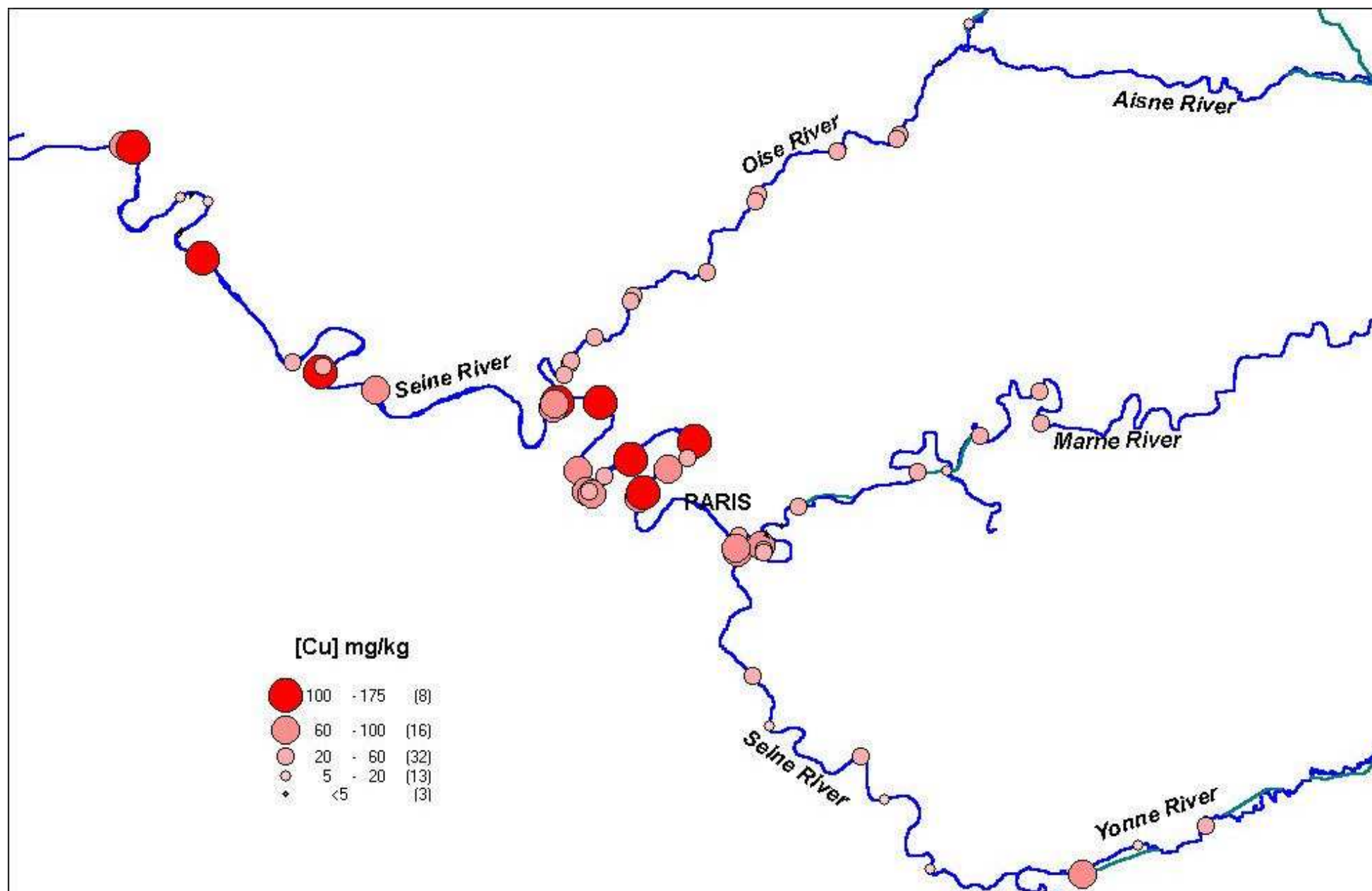
Annexe 9: Distribution géographique du Pb dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).



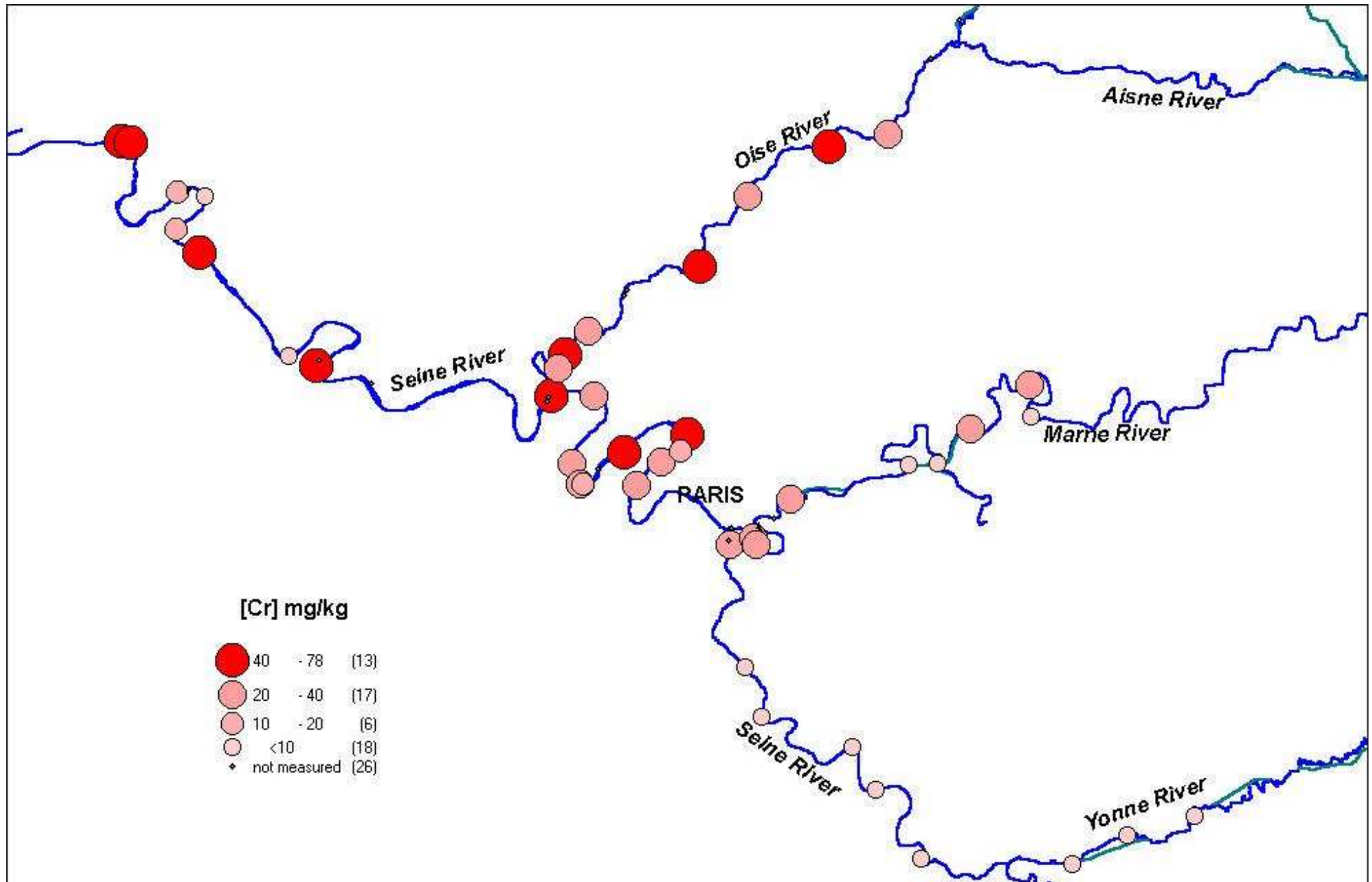
Annexe 10: Distribution géographique du Fe dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).



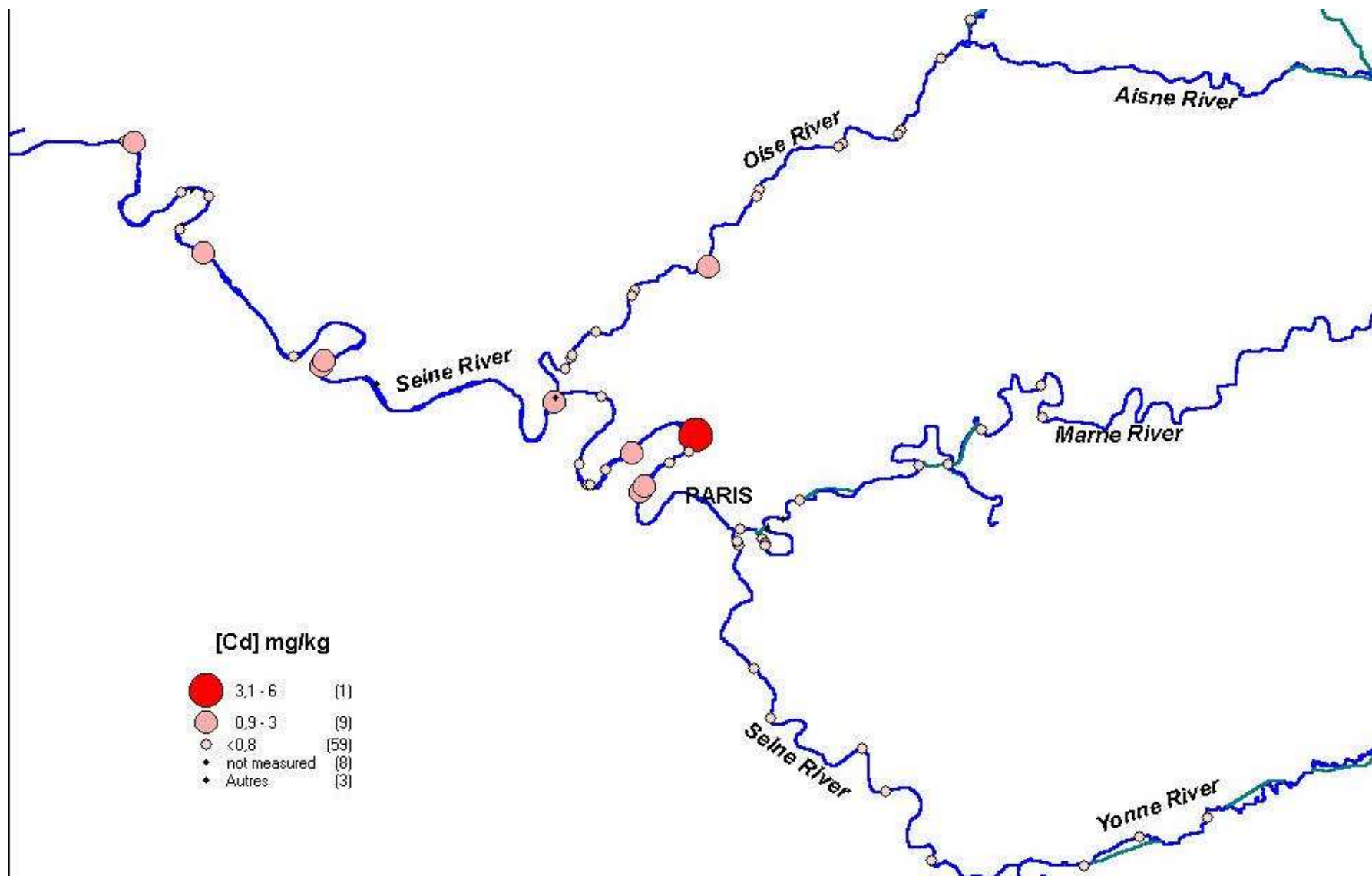
Annexe 11: Distribution géographique du Mn dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).



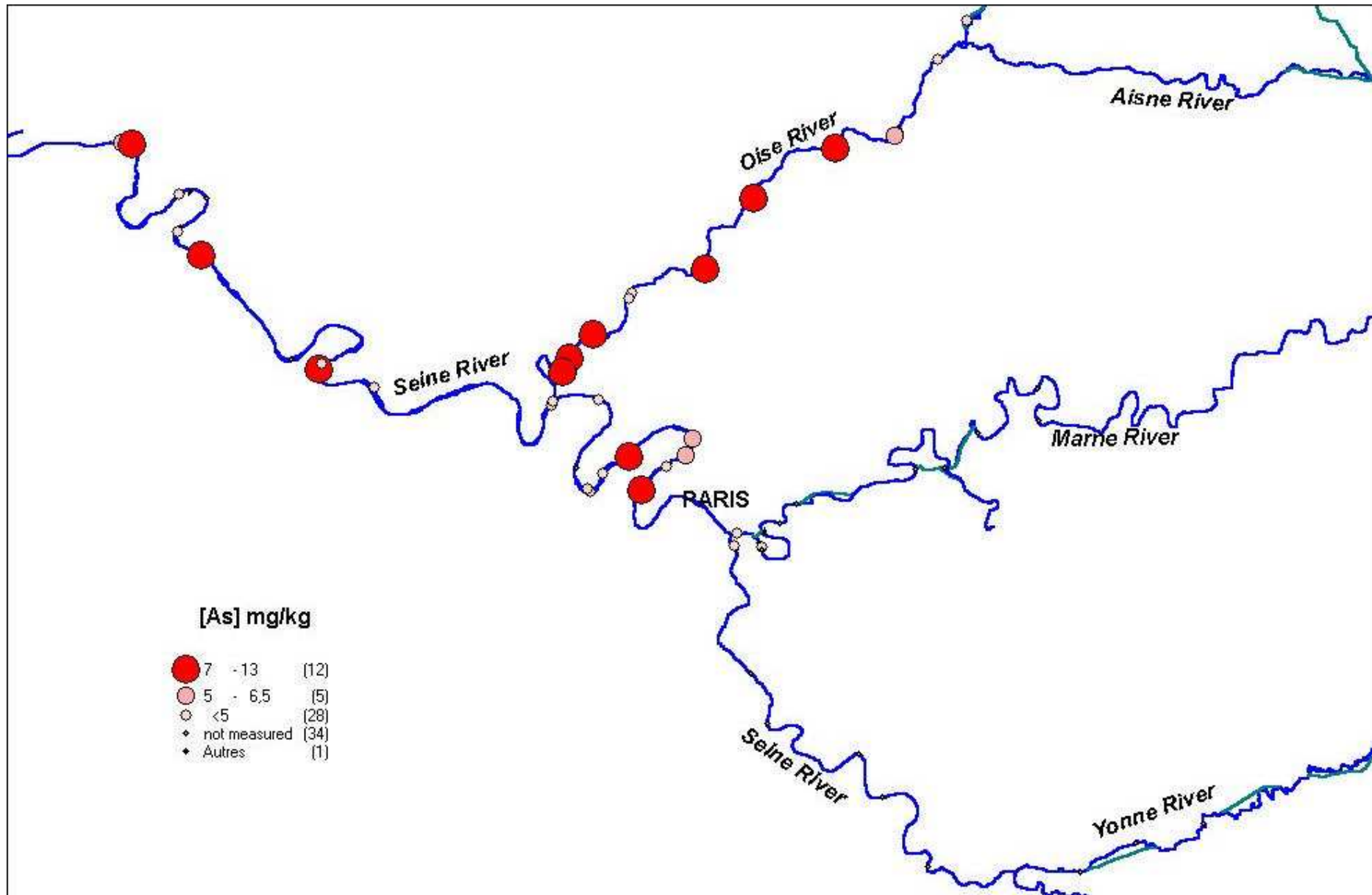
Annexe 12: Distribution géographique du Cu dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).



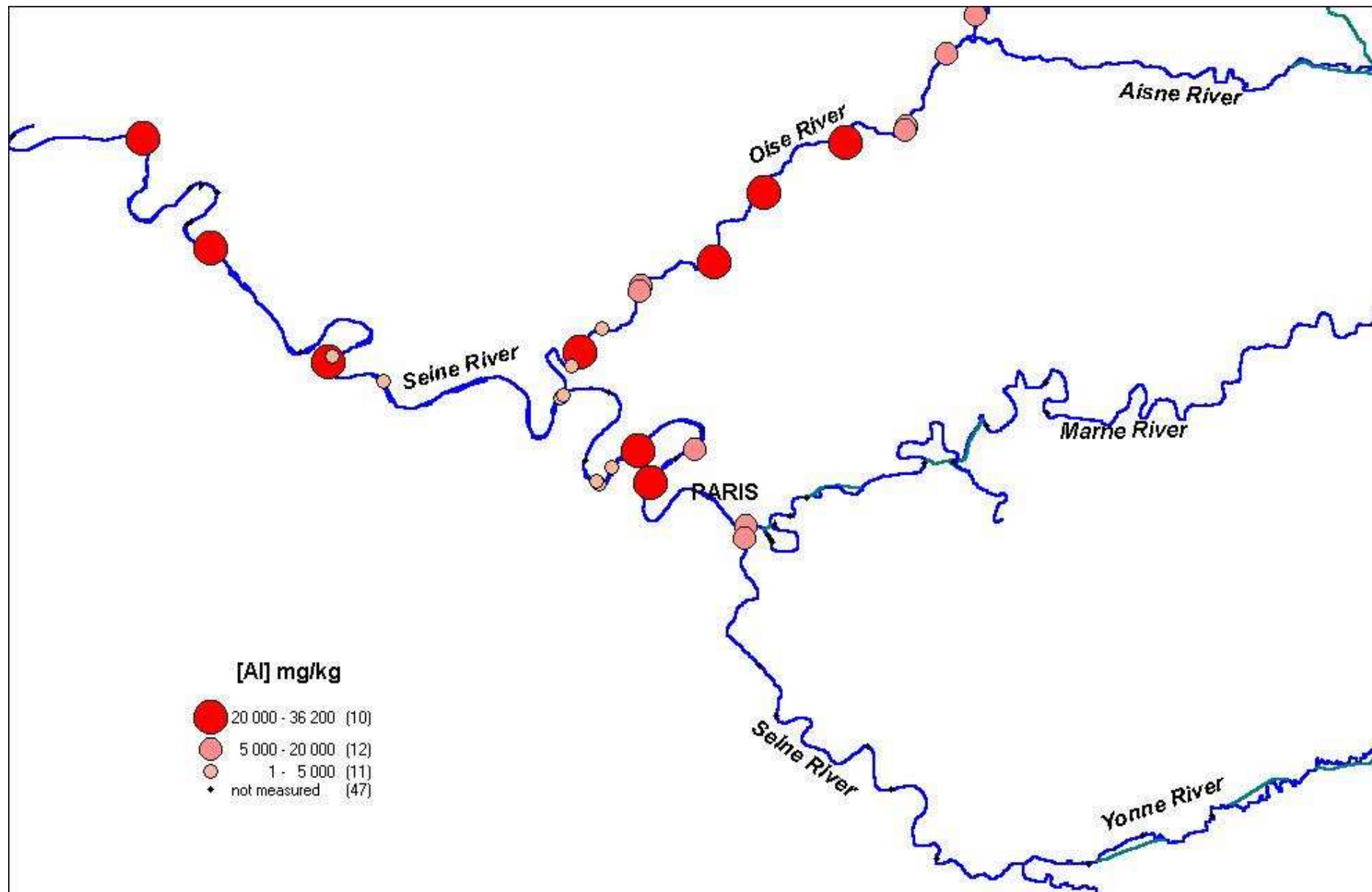
Annexe 13: Distribution géographique du Cr dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).



Annexe 14: Distribution géographique du Cd dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).



Annexe 15: Distribution géographique de l'As dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).



Annexe 16: Distribution géographique de l'Al dans les sédiments du bassin de la Seine (Campagnes d'échantillonnage avant dragage de 1996, 1999 et 2000).

Annexe 17: paramètres *in-situ* pour les eaux superficielles de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et de l'eau de Seine (Seine).

	18/3/99	22/7/99	19/8/99	22/9/99	21/10/99	26/11/99	16/12/99	28/1/00	25/2/00	31/3/00	21/4/00	26/5/00	26/6/00	28/7/00	30/8/00	29/9/00	24/10/00	28/11/00	18/12/00	31/1/01	27/2/01	22/3/01	24/4/01	30/5/01	3/7/01	31/7/01	29/8/01	8/10/01	30/10/01
MILIEU																													
pH	8,0	7,5	7,2	7,6	7,7	7,8	7,7	8,0	8,2	7,9	8,6	7,8	7,7	7,5	7,4	8,0	7,5	8,0	7,3	8,5	8,4		8,9	7,0	8,0	8,0	7,4	7,4	7,4
O2 (mgO2/L)	9,8	5,3	4,1	4,4	3,4	5,4	6,5	9,63	11,2	7,5	15,8	7,3	6,0	4,8	1,96	5,3	1,2	4,6	3,4	6,7	6,8		9,3	8,9	8,3	2,3	5,3	5,9	3,9
rH (mV)	370	342	322	349	322	302	349	342	307	337	335	317		280	287	275	253	312	292	244	284		282	240					
conducti. (µs/cm)		410		575	601	139	686	485	522	543	514	521	542	429	520	559	584	545	570	640	623		466	497	410	431	499	548	539
T (°C)	9,1	21,9	21,5	19,9	12,2	6,9	6,4	2,3	7,4	9,5	12,7	18	19,5	20,9	21,5	18,1	13,7	8,3	8,1	4,8	5,8		11,2	22,3	24	25	22,9	16,3	14,9
REJET																													
pH	8,0	7,4	7,1	7,4	7,7	6,6	7,8	7,9		7,8		7,7	7,6	7,6	7,4	8,0	8,0		7,5		8,4			7,3	8,0	7,7	7,4	7,5	7,5
O2 (mgO2/L)	9,8	6,4	3,5	3,7	3,9	6,7	7,7	10,5		9,2		7,2	4,3	6,2	3,2	8,0	2,4		4,0		8,7			13,8	10,2	11,9	5,7	6,2	6,0
rH (mV)	370	358	262	342	312	272	367	312		292		314		295	294	279	277		366		242			267					
conducti. (µs/cm)		395		586	628	420	678	190		532		528	544	430	533	540	553		543		570			341	416	425	487	567	535
T (°C)		21,9	20,3	19,8	12,3	6,6	6,5	3,2		9,8		17,8	20	21,6	20,9	18,1	13,8		8,2		6			25,1	24,5	25,8	22,7	16,4	14
SEINE																													
pH		7,7	7,2	7,4	7,81	8,0	7,9	8,0	8,1	7,9	7,9	7,7	7,8	7,7	7,6	8,0	8,3	7,9	7,7	8,4	8,5		8,8	6,6	7,7	7,7	7,8	7,3	7,6
O2 (mgO2/L)		6,2	6,3	4,7	7,7	8,6	9,5	10,7	10,6	9,3	9,1	6,3	5,9	5,6	6,7	5,3	8,0	9,8	6,3	9,9	10,0		9,3	6,3	6,3	5,2	5,9	6,6	6,6
rH (mV)		392	320	371	322	302	369	342	362	297	364	337		307	245	278	292	292	362	290	275		257	297					
conducti. (µs/cm)		638	577	554	604	667	574	109	512	602	600	586	637	487	566	615	593	465	524	588	1422		540	632	651	606	633	583	604
T (°C)		22,6	20,4	19,7	12,8	7,6	7,4	4,7	7,4	10,6	13,5	17,5	20,6	20,1	20,8	18,3	13,7	9,4	9	6,1	6,5		10,4	20,6	22,6	23,2	22	15,5	14,1

Annexe 18: Matière organique (COD, DBO₅ et DCO) dans les eaux superficielles du milieu de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et de l'eau de Seine (Seine).

	18/3/99	22/7/99	19/8/99	22/9/99	21/10/99	26/11/99	16/12/99	28/1/00	25/2/00	31/3/00	21/4/00	26/5/00	26/6/00	28/7/00	30/8/00	29/9/00	24/10/00	28/11/00	18/12/00	31/1/01	27/2/01	22/3/01	24/4/01	30/5/01	3/7/01	31/7/01	29/8/01	8/10/01	30/10/01	
MILIEU																														
COD (mgC/L)	3,8	6,4	7,3	6,8	5,3	4,8	4,7	4,3	3,7	4,4	23,0	11,1	5,5	5,8	5,7	5,9	5,7	5,5	2,1	5,8	5,5		4,4	5,2	6,6	5,8	6,8	6,3	6,1	
DBO ₅ (mgO2/L)	<LD	5	4	3,0	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	4,0	<LD	4,0	<LD	4,0	<LD	<LD			4,0		<LD	<LD	5,0	4,0	<LD	3,0	4,0	
DCO (mgO2/L)	26	36	32	36	<LD	23	26	24	21	25	28	36	34	40	23	31	27	21	24	30	<LD		77	21	80	64	43	44	39	
REJET																														
COD (mgC/L)	3,8	6,6	8,0	6,5	5,1	4,8	4,6	4,0		4,3		5,5	5,6	6,8	6,0	6,0	5,8		5,6		5,4			5,4	6,5	5,7	6,7	5,3	6,4	
DBO ₅ (mgO2/L)	<LD	7,0	4,0	<LD	<LD	3,0	<LD	<LD		<LD		5,0	6,0	3,0	<LD	4,0	<LD		<LD	<LD	4,0		<LD	5,0	3,0	<LD	<LD	14,0		
DCO (mgO2/L)	26,0	25,0	50,0	<LD	<LD	28,0	<LD	24,0		<LD		40,0	32,0	42,0	28,0	28,0	29,0		27,0		<LD		24,0	78,0	49,0	46,0	46,0	52		
SEINE																														
COD (mgC/L)		4,5	4,1	4,2		5,4	4,7	3,5	4,6	2,9	4,0	3,5	4,2	4,3	2,7	3,7	5,2	4,3	4,6	3,6	4,0	4,1	4,0	3,3	4,1	3,9	3,5	3,5	4,0	
DBO ₅ (mgO2/L)		8,30	<LD	3,3		4,4	5,5	4,0	4,0	3,0	4,0	<LD	4,0	4,0	<LD	5,0	5,0	4,0	4,0	5,0	5,0	3,0	3,0	3,0	3,0	<LD	<LD	<LD	<LD	
DCO (mgO2/L)		<LD	<LD	<LD		23	65,0	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	27,0	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		57,0	54,0	<LD	<LD	<LD	

Annexe 19: Nutriments (NTK, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , P_T) dans les eaux superficielles du milieu de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et de l'eau de Seine (Seine).

	18/3/99	22/7/99	19/8/99	22/9/99	21/10/99	26/11/99	16/12/99	28/1/00	25/2/00	31/3/00	21/4/00	26/5/00	26/6/00	28/7/00	30/8/00	29/9/00	24/10/00	28/11/00	18/12/00	31/1/01	27/2/01	22/3/01	24/4/01	30/5/01	3/7/01	31/7/01	29/8/01	8/10/01	30/10/01	
MILIEU																														
NTK (mgN/L)	<LD	8,7	12,8	19,4	14,5	13,6	12,4	5,6	8,6	9,1	15,0	11,8	20,6	3,9	7,0	9,5	8,7	11,5	11,1	14,1	13,0		<LD	<LD	9,5	4,2	3,9	7,3	6,5	
NH ₄ ⁺ (mgNH4/L)	0,04	9,0	15,4	22,6	17,5	16,6	15,7	5,2	7,8	11,1	9,5	14,7	15,8	2,9	8,5	10,8	13,0	15,8		17,6	17,0		0,9	0,3	8,4	1,0	4,2	7,1	5,9	
NO ₂ ⁻ (mgNO2/L)	<LD	1,20	1,19	0,53	0,47	0,72	0,51	0,21	0,23	0,26	0,32	1,24	1,99	0,65	0,77	0,57	0,31	0,20	<LD	0,31	0,30			0,23	0,49	0,04	0,32	0,46	0,53	
NO ₃ ⁻ (mgNO3/L)	<LD	5,5	2,6	2,7	2,6	12,6	15,8	12,3	28,2	11,9	11,2	11,1	7,3	24,2	8,9	9,5	18,2	9,5	5,7	10,3	10,1		11,0	4,5	2,4	23,2	8,9	13,0	4,0	
P _T (mgP/L)	<LD	0,3	0,5	0,5	0,2	0,1	0,1	<LD	0,1	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	2,1	0,1	0,2		0,1	0,1	0,2	0,3	<LD	<LD	0,1	
REJET																														
NTK (mgN/L)	<LD	7,8	12,3	19,9	14,3	14,1	12,6	6,4		8,6		13,3	15,7	3,4	7,4	8,8	9,3		10,1		10,4		<LD	9,6	4,2	3,5	6,9	8,1		
NH ₄ ⁺ (mgNH4/L)	0,04	8,7	13,9	22,2	17,3	16,5	15,5	5,15		9,9		15,6	15,5	6,3	8,1	10,2	12,2		14,4		13,3		0,4	8,4	0,9	3,8	7,4	6,4		
NO ₂ ⁻ (mgNO2/L)	<LD	1,28	1,20	0,48	0,53	0,68	0,44	0,18		0,68		1,15	2,04	0,70	0,80	0,51	0,04		0,21		0,22		0,22	0,45	0,03	0,41	0,38	0,45		
NO ₃ ⁻ (mgNO3/L)	<LD	3,5	4,8	4,2	12,4	13,4	15,0	12,0		12,4		12,0	8,7	28,2	8,5	16,8	31,3		28,3		8,5		4,1	2,5	23,2	10,1	15,1	4,1		
P _T (mgP/L)	<LD	0,4	0,7	0,5	0,2	0,1	0,1	<LD		0,2		0,5	0,2	0,2	0,2		0,2		0,17		0,3		0,15	0,28	0,24	<LD	<LD	0,2		
SEINE																														
NTK (mgN/L)		2,4	<LD	<LD		3,9	<LD																		2,7	5,6	3,1	<LD	<LD	
NH ₄ ⁺ (mgNH4/L)		2,45	1,3	1,7		3,9	1,25	0,84	0,44	1,2	1,1	1,4	3,9	0,98	0,59	3,6	0,73	1,5	0,71	1,2	2		1,2		2,95	1,9	1,52	1,58	1,69	
NO ₂ ⁻ (mgNO2/L)		0,80	0,65	0,70		0,35	0,30	0,19	0,21	0,20	0,19	0,40	0,55	0,47	0,50	0,48	0,39	0,24	0,19	0,36	0,16	0,16	0,14	0,22	0,98	0,88	0,85	0,75	0,39	
NO ₃ ⁻ (mgNO3/L)		20	20	15		21	22	25	22	23	23	23	22	18	19	19	17	22	29	21	26			18	23	21	22	27,6	22	
P _T (mgP/L)		0,54	0,48	0,45		0,52	0,31	0,15	0,18	0,2	0,20	0,28	0,52	0,28	0,21	0,44	0,24	0,23	0,17	0,22	0,13	0,18	0,05	0,16	0,4	0,42	<LD	<LD	0,31	

Annexe 20: Micropolluants (HC_{tot}, AOX, HAP, métaux en µg/L) dans les eaux superficielles du milieu de l'étang du Rouillard (Milieu), du rejet en Seine (Rejet) et de l'eau de Seine (Seine).

	18/3/99	22/7/99	19/8/99	22/9/99	21/10/99	26/11/99	16/12/99	28/1/00	25/2/00	31/3/00	21/4/00	26/5/00	26/6/00	28/7/00	30/8/00	29/9/00	24/10/00	28/11/00	18/12/00	31/1/01	27/2/01	22/3/01	24/4/01	30/5/01	3/7/01	31/7/01	29/8/01	8/10/01	30/10/01		
MILIEU																															
AOX (µgCl/L)	17	42	67	19	22	21	40	18	20	16	23	<LD	23	<LD	13	15	30	17		12	23		12	19	24	19	13	17	19		
HC _{tot} (mg/L)	<LD	<LD	<LD	0,04	<LD	<LD	<LD	<LD	0,06	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	<LD	<LD	<LD	0,03		0,02	0,01		0,03	<LD	0,01	<LD	0,06	0,01	<LD		
16 HAP ^{USEPA} (µg/L)	<LD	0,27	0,13	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,05	0,01	<LD	<LD	<LD	<LD		<LD	<LD		<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,03		
REJET																															
AOX (µgCl/L)	17	30	84	12	14	39	24	20		<LD		32	25	26	30	14	27		20		13			10	<LD	20	10	40	27		
HC _{tot} (mg/L)	<LD	<LD	1,27	<LD	0,01	<LD	<LD	0,01		<LD		0,62	0,03	0,06	<LD	1,21	<LD		0,01		0,03			<LD	0,02	0,03	<LD	<LD	0,01		
16 HAP ^{USEPA} (µg/L)	<LD	0,05	1,13	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		<LD		0,02	0,03	0,02	0,06	<LD	<LD		<LD		<LD			<LD	0,14	0	<LD	0,43	0		
SEINE																															
AOX (µgCl/L)																										<LD	15	14	17	37	
HC _{tot} (mg/L)																										0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	
16 HAP ^{USEPA} (µg/L)		0,05	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,19	0,18	<LD											<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	

	18/3/99	22/7/99	19/8/99	22/9/99	21/10/99	26/11/99	16/12/99	28/1/00	25/2/00	31/3/00	21/4/00	26/5/00	26/6/00	28/7/00	30/8/00	29/9/00	24/10/00	28/11/00	18/12/00	31/1/01	27/2/01	22/3/01	24/4/01	30/5/01	3/7/01	31/7/01	29/8/01	8/10/01	30/10/01		
MILIEU																															
Cd	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	4	<LD	<LD		<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	
As	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	
Cr	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	
Hg	<LD	<LD	<LD	<LD	0,63	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	
Zn	<LD	30	180	<LD	<LD	10	20	10	10	<LD	<LD	20	<LD	<LD	10	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	10		<LD	<LD	20	<LD	10	<LD	10		
Cu	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	
Pb	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	
Ni	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	
REJET																															
Cd	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		2		<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		<LD		<LD			<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	
As	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		<LD		<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		<LD		<LD			<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	
Cr	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		<LD		<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		10		<LD			<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	
Hg	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,5	<LD	<LD		<LD		<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		<LD		<LD			<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	
Zn	<LD	30	120	<LD	<LD	<LD	20	<LD		<LD		70	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		<LD		<LD			<LD	20	<LD	10	<LD	20		
Cu	<LD	<LD	20	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		<LD		20	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		<LD		<LD			<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	
Pb	<LD	<LD	25	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		<LD		22,7	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		<LD		<LD			<LD	12	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	
Ni	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		<LD		<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		<LD		<LD			<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	
SEINE																															
Cd		<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD				<LD	<LD	<LD											<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		
As		<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD				<LD	<LD	<LD											<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		
Cr		<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD				<LD	<LD	<LD											<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD		
Hg																								<LD	<LD	<LD	<LD	<LD			
Zn		<LD	<LD	32,8	21,2	73,9	49,4				<LD	11,2	14,1											20	10	10	<LD	20			
Cu		<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	20,9				<LD	<LD	<LD											<LD	<LD	<LD	<LD	<LD			
Pb		<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	25,2				<LD	<LD	<LD											<LD	<LD	<LD	<LD	<LD			
Ni		<LD	<LD	<LD	<LD	11,8	<LD				<LD	<LD	<LD											<LD	<LD	<LD	<LD	<LD			

Annexe 21: Données MES, NH_4^+ , COD, Débit et hauteur d'eau pour le suivi 24h effectué les 30 et 31 août 2000 au niveau du rejet en Seine.

	11:00	12:00	13:00	14:00	15:00	16:00	17:00	18:00	19:00	20:00	21:00	22:00	23:00	0:00	1:00	2:00	3:00	4:00	5:00	6:00	7:00	8:00	9:00
MES (mg/L)	9	23	19	24	28	29	33	31	31	29	26	28	28	29	26	21	19	18	16	16	17	17	16
NH_4^+ (mgNH_4^+/L)	7,9	7,5	7,9	7,6	8,8	9,5	7,7	7,4	8,3	7,9	7,8	7,6	8,1	7,4	7,6	8,8	6,5	7,4	8,5	8,1	8,4	8,1	7,4
COD (mg/L)	10,8	14,9	10,8	11,1	10,1	10,2	10,1	6,9	12,2	10,3	13,4	6,8	7,5	6,8	7,0	11,3	7,3	10,5	10,2	7,3	6,9	7,2	6,8
Débit (m3/h)	253	270	301	325	358	393	416	418	408	401	283	264	260	257	240	232	253	241	229	217	210	215	207
Hauteur (m)	0,34	0,35	0,35	0,36	0,36	0,37	0,37	0,36	0,36	0,36	0,35	0,35	0,35	0,34	0,34	0,34	0,33	0,33	0,33	0,33	0,32	0,33	0,33

Annexe 22: Suivi biologique effectué sur les eaux superficielles de l'étang du Rouillard (partie remblayée par des MD = MD ; partie non remblayée = Ref).

Date	Turbidité (NTU)		pH		T°C		Chl a (µg /L)	
	MD	Réf	MD	Ref	MD	Réf	MD	Réf
27/2/01							7,2	6,7
7/3/01							8,3	4,2
13/3/01							15,2	8,4
4/4/01							13,2	
18/4/01	14,7	9,5	7,9	7,8	10,2	10,3	7,8	4,1
24/4/01	14,1	6,31			11	11,4	9,4	3,6
3/5/01	14,9	3,61					17,6	7,1
10/5/01	6,72	2,68	8,3	8,1	15,5	16,3	14,0	4,4
22/5/01	49,3	15,2	7,5	8,0	17,3	16,8	6,7	3,1
30/5/01	46,7	15,4	7,3	7,1	25	24	18,2	9,8
5/6/01	16	4,35	7,6	8,0	18,3	18	8,0	4,3
12/6/01	14,2	3,2	8,5	8,1	32,4	30,4	72,1	7,0
19/6/01	23,7	7,38	8,8	8,2	24	22	75,0	5,3
26/6/01	76,8	7,58	7,6	7,9	24,4	25	68,8	18,4
3/7/01	72,6	12,6	8,9	8,3	26,9	26,3	139,0	11,7
11/7/01	54,2	8,97	7,4	7,5	21,3	21,5	141,7	11,4
18/7/01	19	15,8	6,9	7,8	18,7	18,9	75,6	12,7
25/7/01	24,9	5,63	8,0	8,1	25,9	26	39,7	4,8
1/8/01	29,2	15,3	7,3	8,0	26,1	27,3	54,6	5,4
8/8/01	32,1	25,9	7,3	7,7	21	21,2	19,6	13,5
14/8/01	29,0	7,29	7,9	8,1	24,2	25,1	45,2	5,3
29/8/01	34,4	9,4	7,3	7,9	22,7	23,6	43,9	4,2
5/9/01	35,6	15,4	7,4	7,7	19,9	19,6	33,4	5,1
12/9/01	37,2	11,3	7,6	7,0	19,2	17,8	65,3	4,1
17/9/01	34,8	14,3	7,98	7,8	16,9	16,0	79,3	5,8

Annexe 23: MES, MVS dans les eaux superficielles de l'étang du Rouillard et HAP et HCali dans les MES collectées au moyen de pièges à sédiment.

	18/3/99	22/7/99	19/8/99	22/9/99	21/10/99	26/11/99	16/12/99	28/1/00	25/2/00	31/3/00	21/4/00	26/5/00	26/6/00	28/7/00	30/8/00	29/9/00	24/10/00	28/11/00	18/12/00	31/1/01	27/2/01	22/3/01	24/4/01	30/5/01	3/7/01	31/7/01	29/8/01	8/10/01	30/10/01			
MILIEU																																
MES (mg/L)	<1	43	17	20	23	22	29	45	11	3	5	23	14	15	14	18	9	58	6	9	21		9	4	21	19	37	24	19			
MVS (% pds sec)		16,7	33,7	75,2	33,2	41,4	23,3	27,5	52,7	14,3	63,2	100	71,2	78,6	35,6	42,6	29,1	67,3	88,8	69,9	27,7		96,7	57,1	69,1	100	39,2	10,1	66,3			
REJET																																
MES (mg/L)	<1	54	53	43	35	22	37	28		5		95	22	23	12	20	14		27		15			9	33	36	37	83	73			
MVS (% pds sec)		23,7	28,8	42,9	27,4	44,4	20,5	30,9		50		7,9	50	46,4	40,9	38,1	32,3		12,3		21,0			51,4	53,2	57,5	33	13,6	45,5			
SEINE																																
MES (mg/L)		9	7,6	17		4,9	70	26	79	15	17	10	12	26	8	10	42	50	44	27	21	70	29	25	32	19	8	47	60			
MVS (% pds sec)								23,3	17,	12,9	24,8	23,1	25,9	17,1	18,	17,3	17,3	14,8	18,2	17,0	22,1		16,9	20,3	27,9	42,9	28,0	11,5	18,0			
HAP dans MES (µg/g) piège à MES	N	Acyl		Acen		F		P		A		Fluo		Pyr		BaA		Chrys		BbF		BkF		BaP		DahA		BgHiP		IP		HAP totaux Résolus
21/04/2000						0,124		0,552		0,136		1,848		0,638																	3,298	
29/09/2000						0,061		0,481		0,878		0,687		0,575		0,358			1,886	1,540											6,466	
HCali dans MES (µg/g) piège à MES	C12	C13	C14	C15	C16	C17	prist	C18	phyt	C19	C20	C21	C22	C23	C24	C25	C26	C27	C28	C29	C30	C31	C32	C33	C34	C35	HCali totaux résolus					
21/04/2000			0,07	0,30	0,55	4,53	0,70	0,99	0,99	1,39	0,98	0,98	0,65	2,27		2,02	0,81	4,06	0,95	4,95	1,00	2,33	0,8	1,34	0,49				33,2			
29/09/2000		0,13	0,30	2,70	0,71	7,02	1,89	0,49	1,55	0,72	0,23	0,49	0,25	0,69	0,27	1,33	0,77	2,86	0,39	3,13		4,43	0,38	0,99				31,7				

Annexe 24: Concentrations en MES, MVS, NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, NTK, COD, DBO₅, DCO, PT, et métaux dans les eaux interstitielles du dépôt collectées dans le massif filtrant n°5.

	28/7/00	30/8/00	29/9/00	28/11/00	27/2/01	30/5/01	29/8/01
MES (mg/L)	28	27	43	29	336	332	122
MVS (%)	99,2	42,6	68,5	32,4	16,4	16,6	22,7
NTK (mgN/L)	10,6	7,2	16,8	15,6	19,6	16	57,4
NO ₂ (mgNO ₂ /L)	0,27	0,03	0,03	0,019	0,019	0,019	0,019
NH ₄ (mgNH ₄ /L)	1,9	15,84	18,9	18,72	25,92	18,54	163,8
NO ₃ (mgNO ₃ /L)	1,1	0,9	4,9	0,9	19,1	1,9	1,9
COD (mgC/L)	14,9	106,6	10,2	7,4	159,8	32,1	22,3
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	2,9	22	262	623	325	242	10
DCO (mgO ₂ /L)	63	336	2320	854	614	524	38
P (mgP/L)	0,7	0,8	2,2	0,65	2,4	3,1	1,3
Cd (µg/L)	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
As (µg/L)	<LD	<LD	5,6	<LD	6,9	7,7	12,5
Cr (µg/L)	<LD	<LD	<LD	10	<LD	<LD	<LD
Hg (µg/L)	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Zn (µg/L)	<LD	80	270	1300	250	<LD	10
Cu (µg/L)	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Pb (µg/L)	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	36	12
Ni (µg/L)	15,9	17,6	11	13	<LD	<LD	<LD

Annexe 25: Granulométrie, Perte au feu, NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, NTK, COP, HAP et métaux dans les dépôts de l'étang du Rouillard.

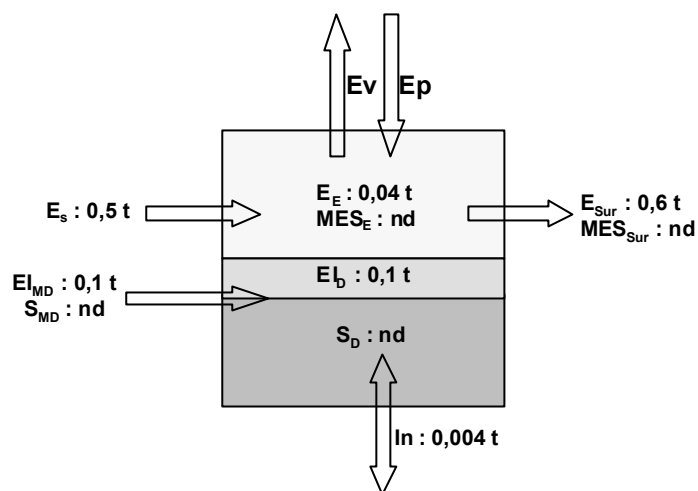
	18/3/99	22/7/99	21/10/99	28/1/00	21/4/00	28/7/00	24/10/00	31/1/01	30/5/01	31/7/01	30/10/01
> 2 mm	10,69	13,8	0,3	0,1	0,09	0,1	0,09	0,8	0,1	0,2	0,09
0,2 < g < 2 mm	32,70	79,6	12,7	7,3	11,5	9,8	2,4	6,8	1,5	0,4	2,8
50 < g < 200 µm	20,75	5,1	31,2	66	35,5	35,6	24,1	21,4	18	2,9	28,8
20 < g < 50 µm	11,32	0,5	15,6	9,6	19,2	13,4	23,8	14,6	19,4	21,5	22,5
<20 µm	24,55	0,1	36,9	9,8	32,2	38,6	48,4	53,1	62,2	72,2	44,6
< 50 µm	35,86	0,60	52,50	19,40	51,40	52,00	72,20	67,70	81,60	93,70	67,10
Humidité (%)	55,09	35,4	55,9	45,8	57,2	63	67,3	67,6	65,8	69,47	68,8
Perte au feu (% pds sec)	3,82	3,25	10,17	5,18	9,27	13,35	13,23	10,3	8,84	11,33	11,2
COP (g/kg)	13,5	19,9	33,8	26	32,1	41,9	51,9	38,1	42,5	47,3	53,7
NTK (gN/kg)		0,87	1,51	2,37	4,01	0,54		3,8	1,27	0,27	
NO ₂ ⁻ (mgNO ₂ ⁻ /kg)		<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	
NO ₃ ⁻ (mg NO ₃ ⁻ /kg)		9,5	<LD	<LD	<LD	<LD	3	3	<LD	<LD	
NH ₄ ⁺ (mgNH ₄ ⁺ /kg)		15,7	89,6	66,3	166,7	157,1	196,7	156,3	130,3	85,3	
HAP (16 USEPA)	0,18	52	14,33	15,27	11,91	17,12	45,21	16,09	44,12	9,19	65,48
Cd (µg/g)	<LD	0,81	<LD	1,01	4,29	3,87	3,68	1,03	4,94	1,05	11,71
As (µg/g)	<LD	5	6	10	8	14	<LD	12,0	<LD	11,0	12,0
Cr (µg/g)	15	32	44	31,0	64,0	49,0	91,0	69,0	88,0	83,0	145,0
Hg (µg/g)	0,06	0,26	1,01	0,23	0,99	1,24	1,75	0,79	1	0,43	2,29
Zn (µg/g)	42	109	260	129	471	517	747	365	605	289	1378
Cu (µg/g)	7	18	58	32	110	189	187	69	131	48	215
Pb (µg/g)	10	37	99	23	139	173	211	75	148	50	301
Fe (µg/g)	4800	3165	21120	1980	29793	16539	26508	40039	23451	29653	22832
Al (µg/g)	3000	2663	20211	6793	30334	14715	34445	48220	30151	34002	21691
Ni (µg/g)	8	12	19	13	31	21	31	23	28	25	35
Mn (µg/g)	9	296	428	307	505	372	412	463	476	506	387

Annexe 26: Paramètres *in situ*, MES, COD, DBO5, DCO, NH4+, NO3-, NO2-, NTK, PT, HAP et métaux dans les eaux de nappe prélevées dans les piézomètres externes 1, 2 et 3.

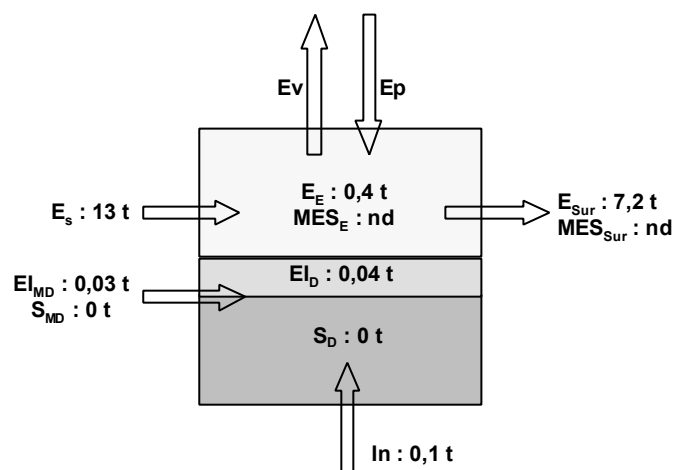
	19/8/99	22/9/99	16/12/00	31/3/00	26/6/00	29/9/00	18/12/00	30/5/01	3/7/01	8/10/01
Piézomètre 1										
pH	7,1	7,3	7,5	7,5	7,6	7,7	7,2	6,2	7,4	7,2
O2 (mgO2/L)	4,3	2,5	3,2	3,6	2,6	2,4	2,0	2,3	2,5	1,9
rH (mV)	172	192	182	247		232	202	185		
conducti. (µs/cm)		509	612	531	557	651	530	566	575	567
T (°C)	17,4	19,2	14,8	12,3	14,1	16,7	14,8	14,8	14,8	15,8
MES (mg/L)	201	11	3	1	<LD	2	4	6	3	<LD
Piézomètre 2										
pH	7,2	7,4	7,5	7,4	7,5	7,8	7,3	6,2	7,4	7,2
O2 (mgO2/L)	4,3	1,9	3,1	3,6	2,7	2,7	1,7	4,4	3,1	3,3
rH (mV)	162	250	114	202		197	182	230		
conducti. (µs/cm)		458	551	516	523	553	528	548	601	607
T (°C)	14,1	15,8	14,5	12,6	13,7	14,8	14	14,8	14,1	15
MES (mg/L)	67	23	9	16	4	4	32	2	2	6
Piézomètre 3										
pH	9,0	7,2	7,5	7,4	7,6	7,9	7,3	6,4	7,5	7,2
O2 (mgO2/L)	4,0	2,6	3,4	3,58	2,8	2,7	2,5	2,78	2,3	1,9
rH (mV)	162	272	452	192		157	202	275		
conducti. (µs/cm)		578	568	508	502	512	470	456	510	541
T (°C)	12,7	12,4	11,8	11,9	13,7	15,5	11,9	13	13,7	13,7
MES (mg/L)	684	128	3	18	11	13	41	2	6	10

	19/8/99	22/9/99	16/12/99	31/3/00	26/6/00	29/9/00	18/12/00	30/5/01	3/7/01	8/10/01
Piézomètre 1										
NTK (mgN/L)	<LD	<LD	4,8	3,0	14,6	28,0	5,8	6,8	6,9	6,0
NO ₂ ⁻ (mgNO2/L)	<LD	<LD	<LD	0,030	<LD	<LD	<LD	0,050	<LD	<LD
NH ₄ ⁺ (mgNH4/L)	0,18	1,24	5,61	3,37	8,02	9,9	7,56	6,9	7,69	7,53
NO ₃ ⁻ (mgNO3/L)	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2,3	<LD	<LD
COD (mgC/L)	3,3	3,5	3,2	2,6	2,8	4,0	2,9	3,7	3,5	4,1
DBO ₅ (mgO2/L)	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	3	<LD	<LD	<LD
DCO (mgO2/L)	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	43	26
P _T (mgP/L)	<LD	<LD	0,1	0,2	0,1	<LD	0,3	0,16	0,14	<LD
AOX (µgCl/l)	27	19	29	22	<LD	15	<LD	18	<LD	13
Piézomètre 2										
NTK (mgN/L)	<LD	<LD	<LD	<LD	11,8	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
NO ₂ ⁻ (mgNO2/L)	<LD	<LD	<LD	0,030	<LD	<LD	0,030	0,190	0,140	0,080
NH ₄ ⁺ (mgNH4/L)	0,18	0,19	0,23	1,02	0,36	0,24	0,13	0,64	0,46	0,06
NO ₃ ⁻ (mgNO3/L)	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2,7	<LD	1,4
COD (mgC/L)	2,8	3,0	3,1	3,1	3,4	2,8	2,8	3,2	3,5	3,1
DBO ₅ (mgO2/L)	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
DCO (mgO2/L)	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
P _T (mgP/L)	0,2	<LD	0,2	0,2	0,2	<LD	0,25	0,36	0,17	<LD
AOX (µgCl/l)	26	<LD	25	29	20	13	14	40	15	19
Piézomètre 3										
NTK (mgN/L)	<LD	<LD	<LD	2,0	11,5	2,1	<LD	<LD	<LD	<LD
NO ₂ ⁻ (mgNO2/L)	0,43	<LD	0,020	0,710	<LD	0,040	0,080	0,130	0,070	0,130
NH ₄ ⁺ (mgNH4/L)	0,87	0,23	0,22	0,76	3,92	2,74	1,44	0,3	0,32	1,11
NO ₃ ⁻ (mgNO3/L)	<LD	1,4	1,4	8,9	5,2	<LD	1,1	5	2,9	3,6
COD (mgC/L)	4,7	2,3	2,0	2,7	2,3	3,0	5,5	3,7	2,8	2,7
DBO ₅ (mgO2/L)	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
DCO (mgO2/L)	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
P _T (mgP/L)	0,1	4,5	2	0,6	1,8	0,2	0,79	0,5	1,1	<LD
AOX (µgCl/l)	22	177	263	42	88	145	16	54	65	110

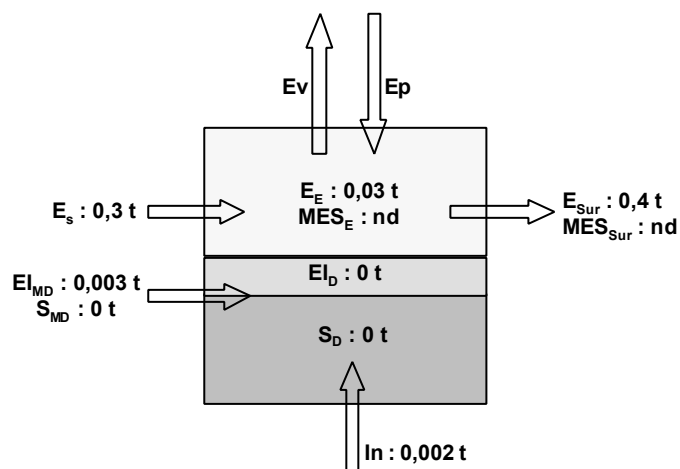
	19/8/99	22/9/99	16/12/99	31/3/00	26/6/00	29/9/00	18/12/00	30/5/01	3/7/01	8/10/01
Piézomètre 1										
HC_{tot} (µg/l)	<LD	<LD	<LD	<LD	943	<LD	10	<LD	<LD	<LD
HAP_{USEPA} µg/L	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Cd	<LD	<LD	<LD	2,0	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
As	13	6,0	12,9	<LD	<LD	8,8	9,9	9,8	12,5	15,9
Cr	<LD	<LD	<LD	10,0	<LD	<LD	16,0	<LD	<LD	<LD
Hg	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Zn	<LD	<LD	10,0	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Cu	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Pb	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Ni	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Piézomètre 2										
HC_{tot} (µg/l)	12	<LD	<LD	26	152	<LD	13	<LD	<LD	23
HAP_{USEPA} µg/L	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Cd	<LD	<LD	<LD	2,0	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
As	<LD	<LD	<LD	5,0	<LD	6,6	7,3	<LD	<LD	6,3
Cr	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	10,0	<LD	<LD	<LD
Hg	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Zn	80	80,0	10,0	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Cu	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Pb	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Ni	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Piézomètre 3										
HC_{tot} (µg/l)	77	<LD	<LD	<LD	30	<LD	14	<LD	<LD	<LD
HAP_{USEPA} µg/L	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,15	<LD	<LD	<LD	<LD
Cd	<LD	<LD	<LD	2,0	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
As	7,8	<LD	<LD	5,2	<LD	15,6	5,2	<LD	<LD	6,7
Cr	14	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Hg	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Zn	30	20,0	10,0	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Cu	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Pb	13	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Ni	10	29,0	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD



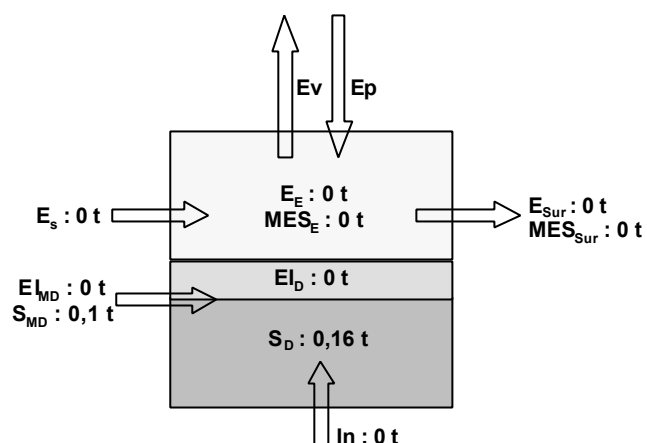
Annexe 27: Bilan en Phosphore à partir du Phosphore total obtenu pour l'étang du Rouillard en 3 ans de mise en dépôt (valeurs médianes).



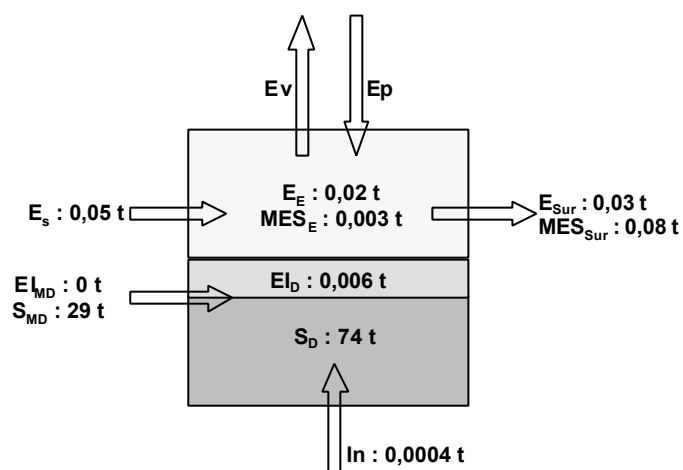
Annexe 28 : Bilan en NO_3^- (N) pour les différents compartiments de l'étang du Rouillard en 3 ans de mise en dépôt (valeurs médianes).



Annexe 29 : Bilan en NO_2^- (N) pour les différents compartiments de l'étang du Rouillard en 3 ans de mise en dépôt (valeurs médianes).



Annexe 30: Bilan en Cd dans les différents compartiments de l'étang du Rouillard en 3 ans de mise en dépôt (valeurs médianes).



Annexe 31 : Bilan en HC_{tot} dans les différents compartiments de l'étang du Rouillard en 3 ans de mise en dépôt (valeurs médianes).

